

Deuxième

Évaluation mondiale de l'océan

ÉVALUATION MONDIALE DE L'OCÉAN II

Volume II



Nations Unies

Deuxième

Évaluation mondiale de l'océan

ÉVALUATION MONDIALE DE L'OCÉAN II

Volume II



Nations Unies

Photo de couverture : Yung-Sen Wu
Concours de photographie organisé à l'occasion
de la Journée mondiale de l'océan

Publication des Nations Unies
eISBN : 978-92-1-604007-9

Copyright © Nations Unies, 2021
Tous droits réservés
Imprimé aux Nations Unies, New York

Table des matières

Volume I

	<i>Page</i>
Avant-propos du Secrétaire général	iii
Résumé	v
Préface	vii
Première partie : Résumé	1
Chapitre 1 : Résumé global	3
Principales observations	5
1. Introduction	5
2. Facteurs déterminants	6
3. Nettoyer l'océan	7
4. Protéger les écosystèmes marins	10
5. Comprendre l'océan pour pouvoir en faire une gestion durable	13
6. Veiller à la sécurité face à l'océan	15
7. Alimentation durable issue de l'océan	17
8. Exploitation durable de l'océan	20
9. Application effective des dispositions du droit international énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer	22
Deuxième partie : Introduction	37
Chapitre 2 : Approche choisie pour l'évaluation	39
Principales observations	41
1. Objet de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan	41
2. Public visé et cadre de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan	42
3. Établissement de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan	43
4. Terminologie	44
5. Remerciements	44
Références	45
Chapitre 3 : Connaissance scientifique de l'océan	47
Principales observations	49
1. Introduction	49
2. Description de l'évolution des données, des technologies et des modèles depuis la première Évaluation mondiale de l'océan et des implications quant à la compréhension globale des océans, y compris les conséquences socioéconomiques	50
3. Principaux changements et conséquences par région	51
4. Perspectives pour la connaissance scientifique de l'océan	56

	<i>Page</i>
5. Principales lacunes en matière de connaissances	56
6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	57
Références.....	58
Troisième partie : Facteurs de changement du milieu marin	63
Chapitre 4 : Facteurs	65
Principales observations	67
1. Introduction.....	67
2. Facteurs de changement dans le milieu marin.....	69
3. Principaux points et aspects liés aux facteurs dans chaque région	73
4. Perspectives	75
5. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	76
Références.....	77
Quatrième partie : État actuel du milieu marin et tendances	81
Chapitre 5 : Tendances concernant l'état physique et chimique de l'océan	83
Principales observations	85
1. Introduction.....	85
2. État physique et chimique de l'océan	87
3. Lacunes en matière de connaissances.....	101
4. Résumé	102
Références.....	104
Chapitre 6 : Tendances en matière de biodiversité des espèces principales du biote marin	111
Introduction.....	113
Chapitre 6A : Plancton (phytoplancton, zooplancton, microbes et virus)	115
Principales observations	117
1. Introduction.....	117
2. Résumé du chapitre 6 de la première Évaluation mondiale de l'océan	118
3. Régions ciblées dans la présente Évaluation	119
4. Estimation de la diversité du plancton	120
5. Plancton microbien	121
6. Zooplancton métazoïque	124
7. Tendances documentées	125
8. Perspectives	128
Références.....	130
Chapitre 6B : Invertébrés marins	141
Principales observations	143
1. Introduction.....	143
2. Synthèse de situation telle qu'elle ressort de la première Évaluation mondiale de l'océan.....	143
3. Description des changements environnementaux (de 2010 à 2020)	144

	<i>Page</i>
4. Réactions internationales et gouvernementales	151
5. Réalisation des objectifs de développement durable pertinents et contribution à l'objectif d'Aichi pour la biodiversité n° 11	153
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	154
Références.....	154
Additif du Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques.....	159
Références.....	160
Chapitre 6C : Poissons	161
Principales observations	163
1. Introduction.....	163
2. Changements observés dans l'état de la biodiversité des poissons	165
3. Conséquences du changement de la biodiversité pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	168
4. Principaux changements et conséquences par région	169
5. Perspectives	171
Références.....	172
Chapitre 6D : Mammifères marins.....	177
Principales observations	179
1. Introduction.....	179
2. Cétacés	181
3. Pinnipèdes.....	184
4. Siréniens	186
5. Loutres et ours polaires.....	186
6. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	187
7. Perspectives	188
8. Principales lacunes en matière de connaissances	189
9. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	190
Références.....	190
Chapitre 6E : Reptiles marins.....	195
Principales observations	197
1. Introduction.....	197
2. État de conservation des reptiles marins	197
3. Tendances régionales	199
4. Menaces	201
5. Conséquences économiques et sociales de l'évolution des populations de reptiles marins	203

	<i>Page</i>
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	204
Références.....	205
Chapitre 6F : Oiseaux de mer.....	211
Principales observations.....	213
1. Introduction.....	213
2. Description des changements environnementaux (entre 2010 et 2020) ..	214
3. Conséquences des changements dans les populations d'oiseaux de mer pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être.....	218
4. Perspectives.....	218
5. Principales lacunes en matière de connaissances	220
6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités.....	220
Références.....	220
Chapitre 6G : Plantes marines et macroalgues.....	225
Principales observations.....	227
1. Introduction.....	227
2. Mangroves	227
3. Plantes des marais salants.....	229
4. Herbiers marins	230
5. Macroalgues.....	233
6. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	240
7. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	241
8. Perspectives.....	241
Références.....	242
Chapitre 7 : Tendances concernant l'état de la biodiversité dans les habitats marins ...	251
Introduction.....	253
Chapitre 7A : Zone intertidale.....	255
Principales observations.....	257
1. Introduction.....	257
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020....	260
3. Conséquences économiques et sociales.....	261
4. Principaux changements et conséquences par région.....	262
5. Perspectives.....	262
6. Principales lacunes en matière de connaissances	263
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités.....	263
Références.....	264

	<i>Page</i>
Chapitre 7B : Récifs biogènes et substrats sableux, boueux et rocheux des littoraux .	267
Principales observations	269
1. Introduction.	269
2. Changements observés dans l'état des récifs biogènes et des substrats sableux, boueux et rocheux des littoraux	272
3. Conséquences pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	276
4. Principaux changements et conséquences par région	278
5. Perspectives	279
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.	280
Références.	282
Chapitre 7C : Atolls et lagons	289
Principales observations	291
1. Introduction.	291
2. Changements observés dans l'état des atolls et des lagons	292
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	295
4. Principaux changements et conséquences par région	296
5. Perspectives	297
6. Principales lacunes en matière de connaissances	297
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	298
Références.	299
Chapitre 7D : Récifs coralliens tropicaux et subtropicaux	305
Principales observations	307
1. Introduction.	307
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020.	308
3. Description des conséquences sur le plan socioéconomique et des autres changements économiques ou sociaux	309
4. Principaux changements et conséquences par région	310
5. Perspectives	312
6. Principales lacunes en matière de connaissances	313
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	314
Références.	314
Chapitre 7E : Coraux d'eau froide	321
Principales observations	323
1. Introduction et résumé de la première Évaluation mondiale de l'océan	323
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020.	324
3. Conséquences économiques et sociales	329
4. Principaux changements et conséquences par région	330
5. Perspectives	331

	<i>Page</i>
6. Principales lacunes en matière de connaissances	331
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	332
Références.	333
Chapitre 7F : Estuaires et deltas	339
Principales observations	341
1. Introduction.	341
2. Changements observés dans l'état des estuaires et des deltas	342
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	344
4. Principaux changements et conséquences par région	346
5. Perspectives	346
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.	347
Références.	348
Chapitre 7G : Prairies sous-marines	353
Principales observations	355
1. Introduction.	355
2. Conséquences socioéconomiques	356
3. Changements par région.	357
4. Perspectives	358
5. Principales lacunes en matière de connaissances	359
6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	360
Références	362
Chapitre 7H : Mangroves	365
Principales observations	367
1. Introduction.	367
2. Changements observés dans l'état des mangroves entre 2010 et 2020 . .	368
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	370
4. Principaux changements et conséquences par région	372
5. Perspectives	373
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.	373
Références.	374
Chapitre 7I : Marais salants	381
Principales observations	383
1. Introduction.	383
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020	385
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	386
4. Principaux changements et conséquences par région	386

	<i>Page</i>
5. Perspectives	387
6. Principales lacunes en matière de connaissances	388
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	389
Références	390
Chapitre 7J : Talus continentaux et canyons sous-marins	395
Principales observations	397
1. Introduction	397
2. Évolution des connaissances sur les talus et les canyons	400
3. Services et bénéfices écosystémiques des talus et des canyons	404
4. Impacts anthropiques	406
5. Principales lacunes en matière de connaissances	407
6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	408
Références	409
Chapitre 7K : Glace des hautes latitudes	421
Principales observations	423
1. Introduction	423
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020	424
3. Conséquences économiques et sociales	428
4. Perspectives	430
5. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	431
Références	432
Chapitre 7L : Monts sous-marins et pinacles	437
Principales observations	439
1. Introduction	439
2. Description de l'évolution des connaissances entre 2010 et 2020	440
3. Description des changements économiques et sociaux	441
4. Principales recherches menées au cours des dernières années par région	442
5. Perspectives	444
6. Principales lacunes en matière de connaissances	445
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	446
Références	446
Chapitre 7M : Plaines abyssales	453
Principales observations	455
1. Introduction	455
2. Évolution des états de référence, documentation du statut et changements dans la biodiversité abyssale	456
3. Principales pressions naturelles et anthropiques	465
4. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	467

	<i>Page</i>
5. Perspectives	469
6. Principales lacunes en matière de connaissances	470
Références.....	470
Chapitre 7N : Haute mer	477
Principales observations	479
1. Introduction.....	479
2. Changements environnementaux en haute mer depuis 2010	481
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	485
4. Principaux changements et conséquences par région	486
5. Perspectives	488
6. Principales lacunes en matière de connaissances	488
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	489
Références.....	489
Chapitre 7O : Dorsales, plateaux et fosses.....	495
Principales observations	497
1. Introduction et résumé de la première Évaluation mondiale de l'océan ...	497
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020 ...	499
3. Description des changements économiques et sociaux entre 2010 et 2020	503
4. Principaux changements et conséquences par région	505
5. Perspectives	506
6. Principales lacunes en matière de connaissances	507
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	508
Références	508
Chapitre 7P : Événements hydrothermaux et suintements froids.....	513
Principales observations	515
1. Introduction.....	515
2. Changements environnementaux depuis la première Évaluation mondiale de l'océan	518
3. Conséquences économiques et sociales	520
4. Principaux changements et conséquences par région	521
5. Perspectives	524
6. Principales lacunes en matière de connaissances	524
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	525
Références.....	525
Chapitre 7Q : Mer des Sargasses	531
Principales observations	533
1. Introduction.....	533
2. Changement d'état	534
3. Dispositions institutionnelles	538

	<i>Page</i>
4. Conséquences des changements	538
5. Perspectives	539
Références.....	540
Volume II	
Chapitre 8 : Tendances concernant l'état de la société humaine en rapport avec l'océan	1
Chapitre 8A : Communautés côtières et industries maritimes	3
Principales observations	5
1. Introduction.....	5
2. Communautés côtières.....	6
3. Pêche de capture, récolte de coquillages et aquaculture	9
4. Transport maritime	10
5. Exploitation minière des fonds marins	15
6. Hydrocarbures offshore	15
7. Tourisme et loisirs	15
8. Ressources génétiques marines	21
9. Énergies marines renouvelables	21
10. Dessalement.....	21
11. Production de sel	22
12. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	24
13. Perspectives	24
Références.....	25
Chapitre 8B : Effets de l'océan sur la santé humaine	31
Principales observations	33
1. Introduction.....	33
2. Aspects généraux de la relation entre la santé humaine et l'océan.....	33
3. Santé des membres des communautés côtières en comparaison avec celles des communautés de l'intérieur des terres	39
4. Effets de l'exposition à l'eau de mer contaminée.....	40
5. Problèmes de santé humaine causés par les ressources alimentaires tirées de la mer	42
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	45
7. Perspectives	46
Références.....	46
Cinquième partie : Tendances concernant les pressions qui s'exercent sur le milieu marin	53
Chapitre 9 : Pressions résultant des changements climatiques et atmosphériques.....	55
Principales observations	57
1. Introduction.....	57

	<i>Page</i>
2. Pressions climatiques : phénomènes climatiques extrêmes et pressions résultant des modifications des propriétés physiques et chimiques du milieu marin.	58
3. Renforcement des capacités : Réseau mondial d'observation de l'acidification des océans et Réseau mondial pour le suivi de la concentration en oxygène des océans	68
4. Résumé	69
Références.	70
Chapitre 10 : Changements dans les apports en nutriments au milieu marin	77
Principales observations	79
1. Introduction.	79
2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan ...	81
3. Modèles et tendances à l'échelle mondiale	82
4. Modèles et tendances à l'échelle régionale	85
5. Perspectives	92
Références.	92
Chapitre 11 : Changements dans les apports liquides et atmosphériques au milieu marin provenant de la terre (notamment par l'intermédiaire de la nappe phréatique), des navires et des installations situées au large des côtes	101
Principales observations	103
1. Introduction.	104
2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan ...	104
3. Polluants organiques persistants (notamment ruissellements des pesticides employés dans l'agriculture)	105
4. Métaux	113
5. Substances radioactives.	123
6. Produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle	128
7. Polluants atmosphériques (oxydes d'azote, oxydes de soufre)	133
8. Hydrocarbures provenant de sources terrestres, de navires et d'installations situées au large des côtes, y compris les dispositifs de réaction aux déversements et rejets	134
9. Autres substances utilisées sur les installations situées au large des côtes et rejetées par celles-ci	136
10. Pertinence par rapport aux objectifs de développement durable	137
11. Principales lacunes en matière de connaissances	138
12. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	140
Références.	142
Chapitre 12 : Évolution des apports et de la distribution des déchets solides, autres que les déblais de dragage, dans le milieu marin.	151
Principales observations	153
1. Activités produisant des déchets marins, notamment des plastiques, des engins de pêche abandonnés, des microparticules et des nanoparticules, et	

	<i>Page</i>
estimation des quantités de ces déchets provenant de la terre, des navires et des installations situées au large des côtes	153
2. Immersion dans la mer, y compris les déchets des navires et les boues d'épuration	171
Références.	178
Chapitre 13 : Changements concernant l'érosion et la sédimentation	185
Principales observations	187
1. Introduction.	187
2. Changements de l'état de l'érosion et de la sédimentation côtières	188
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	193
4. Principaux changements et conséquences par région	193
5. Perspectives	195
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	196
Références.	196
Chapitre 14 : Changements concernant les infrastructures côtières et maritimes	201
Principales observations	203
1. Introduction.	203
2. Changements observés dans l'état des infrastructures marines et côtières	204
3. Conséquences pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	207
4. Principaux changements et conséquences par région	208
5. Perspectives	210
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.	212
Références.	212
Chapitre 15 : Changements concernant les pêches de capture et la récolte des invertébrés marins sauvages.	215
Principales observations	217
1. Introduction	217
2. Disparités entre les captures et les débarquements, objectifs de développement durable et pêche artisanale	221
3. Débarquements d'invertébrés	225
4. Niveaux de prises accessoires et effets secondaires	225
5. Pertes de poissons après capture	225
6. Potentiel d'amélioration des pêches	225
7. Les protéines et les huiles marines dans l'agriculture et l'aquaculture	226
8. Pêche illicite, non déclarée et non réglementée.	226
9. Perspectives	228
10. Principales lacunes en matière de connaissances	228

	<i>Page</i>
11. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	229
Références.	229
Chapitre 16 : Changements concernant l'aquaculture	235
Principales observations	237
1. Situation actuelle et principales améliorations	237
2. Aquaculture et environnement	240
3. Aquaculture et société.	241
4. Principales lacunes en matière de connaissances	242
5. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	243
6. Perspectives	243
Références.	244
Chapitre 17 : Changements concernant la récolte et l'exploitation des algues	247
Principales observations	249
1. Introduction.	249
2. Changements observés dans la production et l'utilisation des algues (2012-2017)	250
3. Conséquences des changements dans la récolte et l'utilisation des algues pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	253
4. Principaux changements et conséquences par région	253
5. Perspectives	254
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.	254
Références.	255
Chapitre 18 : Changements concernant l'exploitation minière des fonds marins	257
Principales observations	259
1. Introduction.	259
2. Description des changements concernant la finalité et l'ampleur de l'exploitation des fonds marins	262
3. Aspects environnementaux	271
4. Conséquences économiques et sociales	274
5. Besoins en matière de renforcement des capacités	277
Références.	278
Chapitre 19 : Changements concernant la recherche et l'extraction d'hydrocarbures . . .	281
Principales observations	283
1. Introduction	283
2. Exploration et production d'hydrocarbures au large des côtes, et démantèlement d'installations	285
3. Aspects économiques, sociaux et environnementaux de l'exploration et de la production d'hydrocarbures au large des côtes et du démantèlement des installations	288

	<i>Page</i>
4. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	290
5. L'industrie des hydrocarbures au large des côtes au service de la promotion du développement du secteur des énergies marines renouvelables . .	292
6. Conclusion	293
Références	294
Chapitre 20 : Tendances en matière d'apports de bruit d'origine anthropique dans le milieu marin	297
Principales observations	299
1. Introduction	299
2. Description de l'état environnemental	300
3. Description des conséquences économiques et sociales et des autres changements économiques ou sociaux	308
4. Principaux changements et conséquences par région	308
5. Perspectives	310
6. Principales lacunes en matière de connaissances	312
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	313
Références	313
Chapitre 21 : Faits nouveaux concernant les sources d'énergie renouvelable	321
Principales observations	323
1. Introduction	323
2. Situation des énergies marines renouvelables au niveau mondial	324
3. Impacts environnementaux potentiels du développement d'énergies renouvelables marines	329
4. Avantages et impacts socioéconomiques du déploiement des énergies marines renouvelables	332
5. Principales lacunes restantes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	334
6. Tendances futures anticipées	336
Références	337
Chapitre 22 : Espèces envahissantes	343
Principales observations	345
1. Introduction	345
2. Base de référence documentée et évolution des espèces non indigènes .	347
3. Conséquences pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	348
4. Principales bases de référence, changements et conséquences spécifiques à la région	350
5. Perspectives	355
6. Divers	356
Références	357

	<i>Page</i>
Chapitre 23 : Faits nouveaux en matière de recherche et d'exploitation des ressources génétiques marines	363
Principales observations	365
1. Introduction.	365
2. Description des changements intervenus entre 2010 et 2020.	366
3. Conséquences et changements économiques et sociaux.	370
4. Principaux changements par région en matière de connaissances et conséquences	371
5. Lacunes en matière de renforcement des capacités.	371
6. Défis méthodologiques et perspectives	373
7. Ressources génétiques marines et objectifs de développement durable	374
Références.	376
Chapitre 24 : Les hydrates marins – une nouvelle problématique	381
Principales observations	383
1. Introduction.	383
2. Que sont les hydrates marins ?	383
3. Risques potentiels liés aux hydrates de méthane marins.	386
4. Les hydrates marins comme source d'énergie.	388
5. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	390
6. Perspectives	390
Références.	390
Chapitre 25 : Effets cumulatifs	395
Principales observations	397
1. Introduction.	397
2. Évaluation des effets cumulatifs	398
3. Applications régionales des évaluations des effets cumulatifs sur le milieu marin : répartition et approches	402
4. Perspectives	406
Références.	413
Sixième partie : Tendances concernant les stratégies de gestion du milieu marin.	421
Chapitre 26 : Faits nouveaux en matière de planification de l'espace marin	423
Principales observations	425
1. Introduction.	425
2. Types de planification de l'espace marin.	426
3. Planification de l'espace marin : une approche progressive de la gestion écosystémique	427
4. Outils de planification de l'espace marin.	428
5. Progrès dans la mise en œuvre de la planification de l'espace marin.	430
Références.	436

	<i>Page</i>
Chapitre 27 : Faits nouveaux en matière de stratégies de gestion	441
Principales observations	443
1. Introduction	443
2. Stratégies de gestion	444
3. Description des progrès concernant les stratégies de gestion des océans	448
4. Outils de gestion visant à soutenir l'atténuation des effets des change- ments climatiques et l'adaptation à ceux-ci, notamment le renforcement de la résilience	458
5. Principales questions par région	460
6. Renforcement des capacités	461
7. Lacunes et perspectives d'avenir	462
8. Perspectives	464
Références	465
Chapitre 28 : Faits nouveaux en matière de connaissance de l'ensemble des bénéfices que l'humanité tire du milieu marin	471
Principales observations	473
1. Introduction	473
2. Les bénéfices et leur répartition	477
3. Désavantages pour les êtres humains	479
4. Menaces pour les services écosystémiques océaniques	479
5. Préserver les bénéfices des océans par la coopération régionale et inter- nationale et une meilleure application du droit international, tel qu'énoncé dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer	480
Références	483
Annexes	487
Annexe I : Membres des équipes de rédaction approuvés initialement par le Bureau. . . .	489
Annexe II : Membres du comité de lecture désignés pour chaque chapitre	497

Chapitre 8

Tendances

concernant l'état

de la société

humaine en

rapport avec

l'océan

Responsable d'équipe pour le chapitre : Alan Simcock.

Chapitre 8A

Communautés côtières et industries maritimes

Contributeurices et contributeurs : Alan Simcock (organisateur et responsable d'équipe pour le chapitre), Austin Becker, Marcelo Bertellotti, Anthony Charles, Leandra Gonçalves, Miguel Iñíguez, Osman Keh Kamara (coresponsable d'équipe), Paula Keener, Jenna Lamphere, Candace May, Ishmael Mensah, Essam Yassin Mohammed (coresponsable d'équipe), Tanya O'Gara, Christina Pita, Jean Edmond Randrianantenaina, Maria Sahib, Regina Salvador, Anastasia Strati (coresponsable d'équipe) et Jean-Claude Tibe.

Principales observations

- Environ 40 % de la population mondiale vit en zone côtière, c'est-à-dire à moins de 100 km des côtes. Cette tendance est à la hausse.
- Les communautés côtières jouent un rôle clé en soutenant l'ensemble des composantes de l'économie océanique, ainsi qu'une série de valeurs sociales et culturelles, et toutes les formes de gestion et de gouvernance des côtes et du milieu marin. Si les communautés côtières sont souvent en proie à des vulnérabilités physiques et sociales, elles contribuent de manière capitale à la conservation, aux mesures de lutte contre les risques marins, ainsi qu'à l'atténuation des changements climatiques et à leur adaptation.
- L'océan soutient un large éventail d'activités économiques, notamment la récolte de produits alimentaires, le transport maritime, l'exploitation des fonds marins, l'exploration et l'exploitation des hydrocarbures en mer, le tourisme et les loisirs, l'utilisation des ressources génétiques marines, la production d'eau douce par dessalement et la production de sel. Les différentes activités économiques ne cessent de prendre de l'ampleur. Dans la partie 5 de la présente Évaluation, qui concerne l'évolution des pressions exercées sur le milieu marin, des chapitres distincts donnent plus de détails sur des domaines qui ne sont pas approfondis ici.
- Le transport maritime assure environ 90 % du volume du commerce international, ce qui en fait un élément fondamental de l'économie mondiale. Cette dernière se remet encore de la crise économique qui a sévi entre 2008 et 2011.
- Au niveau mondial, le tourisme continue de croître d'environ 6 % par an. Le tourisme côtier représente une part importante de l'activité économique générale de nombreux pays, en particulier des petits États insulaires et États archipels en développement.
- Le transport maritime et le tourisme ont été sérieusement bouleversés par la pandémie de COVID-19.
- Le dessalement continue de se développer, en particulier au Moyen-Orient, en Afrique du Nord et dans les petits États insulaires et les États archipels. La production de sel marin se poursuit également à un niveau généralement stable. Pourtant, elle ne représente environ qu'un huitième de la production totale de sel seulement.

1. Introduction

Le présent chapitre donne un aperçu des relations entre les êtres humains, leurs activités économiques et l'océan. Il commence par décrire comment la population humaine se concentre autour des côtes dans des proportions croissantes. Il donne ensuite un aperçu des communautés dans lesquelles vivent ces populations côtières, suivi d'un aperçu des principales activités économiques liées à l'océan : la récolte de produits alimentaires d'origine océanique, le transport maritime, le tourisme et les loisirs, l'exploitation des fonds marins, l'exploration et l'exploitation des hydrocarbures en mer, l'utilisation des ressources

génétiques marines, la production d'eau douce par dessalement et la production de sel. Il vise à fournir autant d'informations que possible sur les niveaux d'activité économique, les niveaux d'emploi, les perspectives liées au genre et les aspects des activités ayant trait à la sécurité. La pression exercée par certaines de ces industries est examinée en détail dans la partie 5. Par conséquent, le présent chapitre contient des références croisées aux chapitres de la partie 5 afin d'éviter les redondances. Il est toutefois plus détaillé en ce qui concerne le transport maritime et le tourisme. Les pressions exercées par le transport maritime sont

traitées au chapitre 10 sur la pollution par les nutriments, au chapitre 11 sur les apports liquides et atmosphériques et au chapitre 12 sur les déchets solides. L'infrastructure touristique est examinée au chapitre 14 sur l'infrastructure marine, et les effets du tourisme sur les espèces et les habitats sont abordés au chapitre 6, et le chapitre 7 porte sur l'état des espèces et des habitats. Le cas échéant, les pressions exercées par ces industries sont notées dans le présent chapitre, dans la mesure où elles ne sont pas couvertes ailleurs.

Les communautés côtières sont des composantes essentielles de l'activité économique

2. Communautés côtières

Au chapitre 1 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a), il a été noté que 38 % de la population mondiale vivait à moins de 100 km du littoral, 44 % à moins de 150 km, 50 % à moins de 200 km et 67 % à moins de 400 km (Small et Cohen, 2004). Une analyse plus poussée a été réalisée au chapitre 18 de la première Évaluation (Nations Unies, 2017b) sur la localisation et le niveau d'activité des ports du monde. Cependant, aucune analyse plus générale de la situation des communautés côtières n'a été effectuée, car le débat sur les activités humaines était sectoriel.

2.1. Population côtière et taille des communautés côtières

Des appels ont bien été lancés en faveur d'une surveillance et d'une évaluation régulières du processus de changement dans les zones côtières (voir, par exemple, Shi et Singh, 2003), mais ils provenaient essentiellement des niveaux national ou régional. Il n'y a eu pratiquement aucune publication sur la population côtière mondiale totale depuis le début des années 2000. Compte tenu des importantes répercussions de l'élévation du niveau de la mer, les études menées depuis lors se sont particulièrement concentrées sur les zones côtières basses et ont un champ d'application plus restreint (par exemple, Neumann et al., 2015).

côtière, car elles abritent les populations qui travaillent ou sont impliquées dans toutes sortes d'industries maritimes. Elles sont également cruciales pour les aspects sociaux et culturels de la côte, par l'éventail d'activités artistiques et de pratiques traditionnelles qu'elles offrent, et leur implication en mer. Les communautés côtières jouent également un rôle clé dans le soutien des nombreuses activités de prise de décision, de gestion et de gouvernance côtières et maritimes. Compte tenu de ce lien, le présent chapitre donne également un aperçu des communautés côtières.

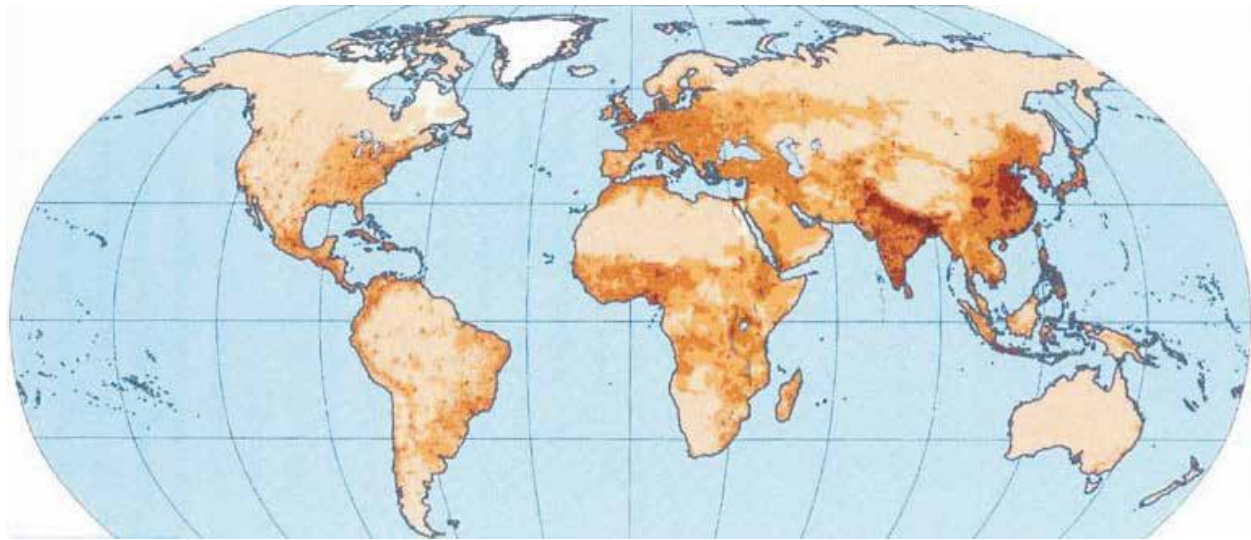
Des études menées au début des années 2000 indiquaient une forte concentration de population dans les zones côtières à l'échelle mondiale. La figure 1, tirée d'une étude menée en 2005 sous l'égide de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) à partir de données démographiques nationales, donne une estimation de la densité de la population mondiale en 2015 compte tenu des tendances relevées au cours des cinq années ayant précédé l'étude. Ce projet utilise les données satellitaires nocturnes des sources de lumière observées pour identifier les zones urbaines et redistribue les données de recensement dans les limites administratives. La carte qui en résulte (figure 1) montre que la population côtière mondiale se concentre principalement en Asie de l'Est, en Asie du Sud-Est et en Asie du Sud. Les faits suggèrent que la concentration de population dans la zone côtière augmente en proportion de la population mondiale totale (Merkens et al., 2016). Néanmoins, l'accès à l'océan reste important pour les États enclavés, en particulier pour le transport maritime.

Les zones urbaines à proximité des côtes renforcent la concentration : 40 % de la population vivant à moins de 100 km des côtes occupe 4 % du territoire situé à cette distance (Small et Nicholls, 2003). Une grande partie de cette concentration (environ 90 %) se trouve dans les villes côtières de plus d'un million d'habitants. Le tableau 1 présente une analyse de ces villes,

telles qu'elles ont été enregistrées dans *Les villes du monde en 2018* [Nations Unies,

Département des affaires économiques et sociales (DESA), 2018].

Figure I
Estimation de la densité de la population mondiale en 2015



Personnes au km² 1 – 5 5,1 – 25 25,1 – 50 50,1 – 100 100,1 – 250 250 ou plus

Source : Center for International Earth Science Information Network et FAO, 2005.

Tableau 1
Villes côtières de plus d'un million d'habitants en 2018

Région	Nombre de villes côtières de plus d'un million d'habitants en 2018	Population totale de ces villes en 2018 (en millions)	Fourchette des taux de croissance annuels moyens de ces villes, 2000-2018
Afrique subsaharienne	21	54,6	6,6 – 0,4
Afrique du Nord	6	16,1	3,5 – 0,7
Asie de l'Est	60	258,7	6,3 – 0,1
Asie du Sud	12	86,3	5,6 – 1,2
Asie du Sud-Est	20	74,4	6,8 – 0,6
Asie de l'Ouest	14	44,8	5,2 – 1,3
Europe	19	48,1	1,5 – (-0,1)
Amérique latine et Caraïbes	28	94,2	2,7 – (-0,1)
Amérique du Nord	15	66,5	2,7 – 0,2
Océanie	5	16,8	2,1 – 0,9
Total	200	760,5	

Source : Département des affaires économiques et sociales de l'Organisation des Nations Unies, 2018.

L'analyse montre donc que les principales concentrations de population urbaine côtière se trouvent en Asie de l'Est, en Asie du Sud et en Asie du Sud-Est, et que ces régions et l'Afrique subsaharienne affichent les taux de croissance démographique les plus rapides.

À l'opposé, on trouve des dizaines de milliers de petites communautés côtières dans le monde entier. On ne connaît ni le nombre de ces communautés ni leurs populations. Il semble cependant probable que leur nombre le long des côtes mondiales soit élevé et que les administrations locales officielles recouvrent souvent bien plus d'une communauté. Dans la province canadienne de Nouvelle-Écosse, une évaluation récente indique par exemple la présence d'environ 1 000 communautés côtières distinctes, alors que la province ne compte qu'une cinquantaine de municipalités officielles (Charles, 2020). Par conséquent, il existe une grande diversité parmi les communautés côtières du monde, notamment en ce qui concerne les différences entre les grandes villes mentionnées ci-dessus et les communautés rurales, au sein desquelles les activités économiques telles que la pêche, l'aquaculture, le transport maritime et le tourisme sont généralement prédominantes.

Quelle que soit la taille de la communauté, elle joue souvent un rôle dans l'intendance côtière. En effet, le rôle des communautés côtières dans la conservation est de plus en plus reconnu et apprécié, au regard des nombreuses initiatives locales de conservation des océans à travers le monde, qui parviennent souvent à améliorer les moyens de subsistance tout en protégeant les communautés (Charles, 2017; Charles et al., 2020).

Le rôle des communautés côtières dans la conservation est de plus en plus apprécié. À travers le monde, de nombreuses communautés côtières et leurs petits pêcheurs ont entrepris un grand nombre d'initiatives locales en matière de conservation des océans, souvent avec grand succès. Les réussites de ces communautés s'appuient souvent sur les connaissances, les structures et la coopération locales (Charles, 2017).

La vulnérabilité des communautés côtières aux répercussions des changements climatiques est de plus en plus préoccupante. C'est une question pertinente pour la planification du développement du tourisme, en particulier dans les petits États insulaires en développement dont l'économie dépend du tourisme, ainsi que pour la gestion des pêches. Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) conclut que, selon les tendances actuelles d'exposition et de vulnérabilité croissantes des communautés côtières aux changements climatiques, les risques d'érosion et de perte de terres, d'inondations, de salinisation et de répercussions en cascade dues à l'élévation du niveau moyen de la mer et aux phénomènes météorologiques extrêmes, entre autres, devraient augmenter de manière significative tout au long de ce siècle (GIEC, 2019). Les communautés côtières situées dans l'Arctique, dans des États de faible altitude (souvent deltaïques) tels que le Bangladesh et le Guyana, sur les trajectoires empruntées par les cyclones ou les ouragans et dans des mégalopoles densément peuplées sont particulièrement vulnérables. D'autre part, il semble que la vie dans les zones côtières présente des avantages pour la santé (voir chap. 8B sur la santé humaine telle qu'elle est affectée par l'océan).

Les petites communautés côtières ne sont pas seulement vulnérables aux effets des changements climatiques du point de vue physique, elles le sont aussi du point de vue social, en particulier dans les zones rurales (Charles et al., 2019). Les communautés rurales côtières sont vulnérables aux phénomènes météorologiques et aux inondations en raison de leur situation géographique et de leur manque d'accès aux soins de santé, aux marchandises, aux transports et autres services. Leur sensibilité aux fluctuations du marché, résultant de leur dépendance aux ressources naturelles, ainsi que la pauvreté, les opportunités économiques limitées et les pertes de populations posent problème quand elles tentent de s'adapter (Armitage et Tam, 2007; Amundsen, 2015; Bennett et al., 2016; Metcalf et al., 2015; May, 2019c). Ces facteurs mettent à rude épreuve les biens matériels, ainsi que les fondements sociaux et moraux qui facilitent la résolution collective

des problèmes (Amundsen, 2015; May, 2019a). Les communautés sont plus susceptibles de mobiliser des ressources collectives en réponse aux menaces lorsque les populations se soucient véritablement les unes des autres et du lieu où elles vivent (Amundsen, 2015; May, 2019b; Wilkinson, 1991). Cela peut être fonction de l'attachement à l'histoire, à la culture ou au contexte environnemental d'un lieu et des personnes qui y vivent. Ces attaches peuvent devenir des sources potentielles de résistance au changement dans des contextes de faible diversité sociale et de changement démographique lent, ou la base d'un conflit dans des contextes de grande diversité sociale et de changement démographique rapide (Graham et al., 2018; May, 2019b, 2019c). L'effet combiné de la vulnérabilité physique et sociale sur les capacités des communautés est particulièrement difficile à gérer à un moment où les efforts d'action collective en matière d'atténuation et d'adaptation sont plus importants que jamais (May 2019b, 2019c).

Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat avertit de la nécessité d'une atténuation et d'une adaptation transformatrices dans nos communautés les plus vulnérables, dont beaucoup sont côtières, afin de diminuer les effets des changements climatiques les plus graves. Le changement progressif n'est plus considéré comme une possibilité par la plupart des États : on estime qu'une action plus radicale est nécessaire pour réduire les effets des changements

climatiques et s'y adapter. Les réponses aux menaces des changements climatiques sont variées et consistent à associer solutions lourdes et solutions douces en matière de défense côtière. Les infrastructures construites, telles que les digues ou les murs de mer, sont largement utilisées, mais ont tendance à être plus coûteuses et à nécessiter plus d'entretien que les mesures écosystémiques, comme les marais, les mangroves, les récifs ou les prairies sous-marines (voir également la section 7.3). Le manque de données empêche d'estimer la rentabilité des mesures lourdes et douces, en particulier dans les différentes régions et à différentes échelles (Oppenheimer et al., 2019), bien que des estimations soient disponibles au niveau des États (voir par exemple Environment Agency of the United Kingdom, 2015). La Banque mondiale a estimé qu'en l'absence d'action concrète en matière de climat et de développement, plus de 143 millions de personnes pourraient être contraintes de se déplacer dans leur propre pays pour échapper à la lente apparition des effets des changements climatiques d'ici à 2050, et ce pour les seules régions d'Afrique subsaharienne, d'Asie du Sud et d'Amérique latine (Rigaud et al., 2018). La gestion intégrée des zones côtières est largement reconnue comme une approche efficace pour répondre à ces problèmes liés aux changements climatiques et à autres facteurs dans les zones côtières (Nicholls et Klein, 2005; Nicholls et al., 2007; voir également chap. 30 sur les approches de gestion).

3. Pêche de capture, récolte de coquillages et aquaculture

Les aliments provenant de la mer représentent la plus grande industrie maritime en nombre de personnes concernées. En 2017, la valeur totale en première vente de la production totale était estimée à 221 milliards de dollars, dont 95 milliards de dollars provenaient de la production aquacole marine (y compris les poissons, les mollusques et les algues). Ces chiffres incluent de petites proportions de la production non utilisées pour l'alimentation [Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2019]. Le chapitre 15 fournit de plus amples précisions

sur la pêche de capture, le chapitre 16 sur l'aquaculture et le chapitre 17 sur la récolte d'algues marines.

La flotte de pêche mondiale comptait environ 4,5 millions de navires en 2017, soit un chiffre relativement stable depuis 2008. Au niveau mondial, un peu moins d'un tiers de la flotte de pêche est encore composé de navires non motorisés, ce qui reflète la grande proportion de la pêche à petite échelle et de la pêche de subsistance. Seulement 2 % de la flotte totale sont constitués de navires de 24 m ou plus de

longueur hors tout, et environ 36 % des navires ont une longueur hors tout inférieure à 12 m (FAO, 2019).

En 2017, on estimait à 135 millions le nombre de personnes impliquées dans la pêche de capture et l'aquaculture marine : environ 120 millions dans la pêche de capture et environ 15 millions dans l'aquaculture marine. Le nombre d'emplois dans la pêche de capture (par opposition à la pêche de subsistance) s'élève à environ 40,4 millions, contre environ 15,6 millions dans l'aquaculture marine. En outre, la main-d'œuvre engagée dans le traitement post-récolte est légèrement moins nombreuse. Cette main-d'œuvre est constituée d'environ 13 % de femmes. Si l'on inclut la pêche de subsistance, environ 50 % des personnes engagées dans ce groupe d'activités sont des femmes (FAO, 2019; Banque mondiale et al., 2012). L'industrie de la pêche n'a fait l'objet d'aucune enquête récente sur les décès et les blessures. Toutefois, l'enquête la plus récente montre que les personnes travaillant dans ce secteur connaissent des taux de décès et d'accidents du travail beaucoup plus élevés que dans d'autres secteurs : environ 18 à 40 fois plus élevés que la moyenne dans une

série de pays développés pour lesquels des statistiques sont disponibles (Petursdottir et al., 2001).

Outre la pêche de subsistance, la pêche et l'aquaculture dépendent de chaînes d'approvisionnement importantes, du producteur au consommateur. Les problèmes causés par la pandémie de COVID-19 mettent à rude épreuve les industries de la pêche, notamment en ce qui concerne le commerce international des produits, et perturbent les chaînes d'approvisionnement. Les opérations de pêche ont également été affectées, avec une réduction de l'activité d'environ 6,5 % en mars et avril 2020. Dans certaines régions (par exemple, la Méditerranée et la mer Noire), la pêche à petite échelle a été arrêtée. À l'avenir, la conformité des pratiques à lutte contre la COVID-19 entraînera des restrictions des conditions de travail tant sur l'eau que dans la manipulation post-récolte (FAO, 2020).

De plus amples informations sur la pêche de capture, l'aquaculture et la récolte d'algues marines sont disponibles respectivement aux chapitres 15, 16 et 17.

4. Transport maritime

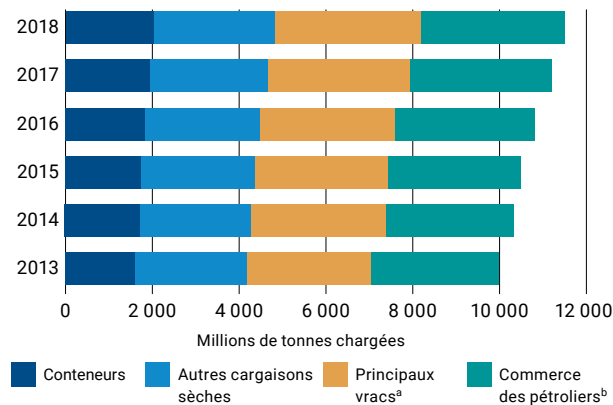
4.1. Situation telle qu'elle ressort de la première Évaluation mondiale de l'océan

Au moment de la rédaction de la première Évaluation mondiale de l'océan, le transport maritime international se remettait à peine de la crise financière qui s'était produite entre 2008 et 2011. On estime généralement que le transport maritime représente 90 % du commerce international, bien qu'une estimation tirée de la première Évaluation le situe plutôt aux alentours de 75 % en volume et de 60 % en valeur (Nations Unies, 2017f).

4.2. Trafic de fret

Jusqu'en 2020, la reprise de l'économie mondiale après la crise de 2011 se traduisait par une croissance du commerce mondial et par conséquent, du tonnage des marchandises acheminées par le transport maritime international (figure II). Si l'on tient compte des distances sur lesquelles les cargaisons ont été transportées, la croissance en tonnes-milles est encore plus importante [Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement (CNUCED), 2019]. Si la reprise est toujours d'actualité, elle a été sérieusement affectée par la baisse spectaculaire du commerce mondial due à la crise de la COVID-19.

Figure II
Commerce maritime international
par type de marchandises, 2013-2018



Source : CNUCED, 2019.

a Les « principaux vracs » sont le minerai de fer, les céréales et le charbon.

b Le « commerce des pétroliers » couvre le pétrole brut, les produits pétroliers raffinés, le gaz et les produits chimiques.

Cette croissance s'est toutefois produite dans un contexte de faible concurrence pour le secteur du transport maritime international. La crise économique qui a sévi de 2008 à 2011 s'est produite à un moment où le transport maritime mondial prévoyait une forte augmentation du tonnage pour répondre à la demande accrue de fret des années précédentes. Le tonnage supplémentaire a été livré à un moment où la demande avait commencé à diminuer, de sorte que dans les années 2010, le secteur du transport maritime a opéré dans un contexte d'offre excédentaire, avec pour conséquence une baisse des taux de fret. À mesure que les mesures visant à améliorer le contrôle des émissions polluantes des navires prendront effet (à partir de 2020), de nouvelles pressions liées à l'application de modifications des flottes s'exerceront sur le secteur du transport maritime. Pour répondre aux nouvelles exigences (détaillées au chapitre 11), les navires doivent soit acheter du combustible à plus faible teneur en soufre (ce qui pourrait être plus coûteux, puisque les navires utilisent traditionnellement des combustibles à haute teneur en soufre qui étaient moins demandés) soit moderniser les épurateurs pour nettoyer l'échappement des navires. D'autres pressions économiques de ce type sont décrites au chapitre 11. L'effet

combiné de la surcapacité persistante et de la hausse des coûts d'exploitation reste incertain (CNUCED, 2019).

Pendant de nombreuses années, les quantités de marchandises chargées dans les ports des pays en développement étaient inférieures à celles qui y étaient déchargées, marquant un déséquilibre dans le commerce maritime. Au moment de la première Évaluation, les quantités étaient en moyenne relativement équilibrées, mais les quantités chargées dans les pays en développement dépassent depuis celles qui sont déchargées. Même en excluant la Chine, qui est le plus grand pays en développement importateur et exportateur, les déchargements restent supérieurs aux chargements dans les pays en développement (CNUCED, 2019).

Le trafic de conteneurs continue à se concentrer sur les principales artères est-ouest de l'hémisphère nord (Asie-Europe, transpacifique et transatlantique), qui représentent 40 % de l'ensemble du transport par conteneurs. Sur les 60 % restants, 27 % sont intrarégionaux, 13 % passent par les autres itinéraires est-ouest de l'hémisphère nord, 12 % sont associés au trafic entre les pays de l'hémisphère sud et 8 % au trafic nord-sud (CNUCED, 2019). Dans le même temps, on observe une tendance croissante à la consolidation du transport par conteneurs, de sorte que la part de marché cumulée des dix premières compagnies de transport par conteneurs est passée de 68 % en 2014 à 90 % en 2019. Elle s'accompagne d'un regain d'intérêt pour les compagnies de transport maritime par conteneurs, qui intègrent leurs opérations au trafic entre les expéditeurs et les ports, mais aussi entre les ports et les destinations finales. Ces évolutions peuvent nuire à la concurrence et donc entraîner une hausse des coûts de transit (CNUCED, 2019).

La flotte mondiale totale de navires transportant l'ensemble de ces marchandises s'élevait à 96 295 navires au début de 2019, soit une capacité de 1,97 milliard de tonnes de ports en lourd. Les vraquiers et les pétroliers ont gardé les plus grandes parts de marché des navires dominant la flotte mondiale, représentant respectivement 42,6 % de l'ensemble des navires et 28,7 % des tonnes de port en lourd.

Une grande partie du tonnage mondial reste inscrite dans un nombre relativement restreint de registres. Près de 70 % du tonnage mondial est inscrit dans sept registres : Panama (17 %), Îles Marshall (12 %), Libéria (12 %), Région administrative spéciale de Hong Kong (Chine) (10 %), Singapour (7 %), Malte (6 %) et Chine (5 %). Aucun autre registre n'a la charge de plus de 4 % du tonnage mondial (CNUCED, 2019).

De même, la propriété et le contrôle du transport maritime restent majoritairement entre les mains d'entreprises d'un nombre relativement restreint de pays. En 2019, cinq économies représentaient plus de 50 % du tonnage mondial : la Grèce, le Japon, la Chine, Singapour et Hong Kong (Chine). Entre 2015 et 2019, la Grèce, Singapour, la Chine et Hong Kong (Chine) ont augmenté la proportion qu'ils possédaient/contrôlaient (CNUCED, 2019).

La construction de nouveaux navires reste encore largement concentrée en Chine, au Japon et en République de Corée, qui ensemble représentent 90 % de l'activité de construction de cargos. La démolition des navires arrivés en fin de vie utile reste elle aussi concentrée dans les pays mentionnés dans la première Évaluation. En 2018, 47,2 % du tonnage total déclaré des navires de mer à propulsion de 100 tonnes de jauge brute et plus qui ont été vendus pour démolition ont été démolis au Bangladesh, contre 25,6 % en Inde, 21,5 % au Pakistan, 2,3 % en Turquie et 2 % en Chine, le reste du monde se partageant le 1,4 % restant. La part de marché détenue par la Chine, l'Inde et la Turquie a diminué (CNUCED, 2019).

En 2020, la pandémie de COVID-19 a fortement perturbé le commerce mondial. La demande de transport de matières premières et de produits finis a considérablement diminué, tandis que la demande de transport de marchandises liées à la santé a augmenté [Comité de coordination des activités statistiques des Nations Unies (UNCCSA), 2020]. Dans l'ensemble, l'activité de transport de marchandises a considérablement diminué : par exemple, les échanges commerciaux de l'Union européenne avec la Chine et les États-Unis ont chuté de 47 % et 25 % respectivement, au cours des 31 premières semaines de 2020 par rapport à 2019, tandis que les échanges dans le sens inverse

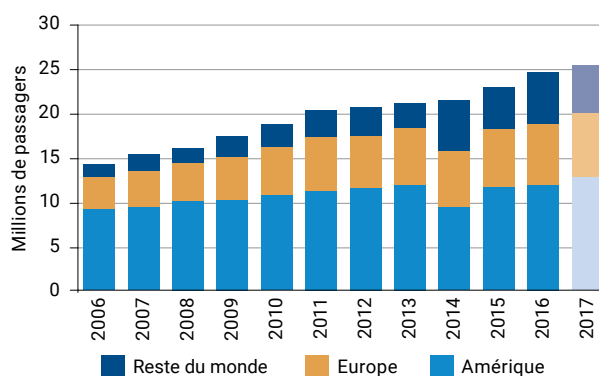
ont diminué de 26 % et 38 % respectivement [Agence européenne pour la sécurité maritime (AESM), 2020].

4.3. Trafic de passagers

Le trafic de passagers est presque entièrement assuré par les ferries locaux ou les bateaux de croisière. La structure du trafic des ferries reste celle décrite dans la première Évaluation, mais le niveau du trafic est en augmentation constante [International Shipping Economics and Logistics (ISL), 2017].

Le développement des activités des navires de croisière se poursuit également à un rythme régulier avec l'accroissement du marché mondial des croisières : le nombre de passagers augmente en moyenne d'environ 5 % par an (figure III). La taille des navires de croisière individuels augmente également de façon constante (figure IV). Le marché global reste dominé par les passagers en provenance des États-Unis (environ 50 % du marché total) et la répartition mondiale des croisières reste largement telle que décrite dans la première Évaluation, les principaux centres d'intérêt étant les Caraïbes et la Méditerranée, qui représentaient ensemble un peu plus de la moitié de l'ensemble du trafic en 2017 [Cruise Lines International Association (CLIA), 2018].

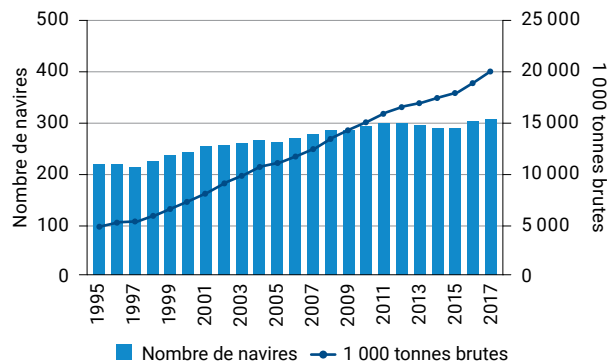
Figure III
Nombre de passagers sur les navires de croisière, 2006-2017 (en millions)



Source : ISL, 2017.

Note : Estimation des statistiques pour 2017.

Figure IV
Nombre de navires de croisière
et leur tonnage brut



Source : ISL, 2017.

La première Évaluation a relevé une croissance relativement récente mais rapide du tourisme en Antarctique, en particulier en ce qui concerne les navires de croisière, dont la fréquentation est passée de 27 324 passagers pendant la saison 2003-2004 à 37 044 pendant la saison 2013-2014, soit une augmentation de 35 %. Cette croissance s'est poursuivie, atteignant 51 700 passagers pour la saison 2017-2018 (soit une augmentation supplémentaire de 40 %), avec une prévision de croissance supplémentaire à 55 750 passagers pour la saison 2018-2019. Plus de 80 % des touristes débarquent en Antarctique [Association internationale des voyagistes antarctiques (IAATO), 2018]. Les débarquements de passagers et le trafic maritime sont fortement concentrés en quelques lieux précis, notamment le long de la côte sud-ouest de la péninsule Antarctique. La croissance du tourisme en Antarctique est étroitement corrélée avec les économies des pays qui envoient le plus de visiteurs dans la région : 60 % des touristes viennent des États-Unis (33 %), de la Chine (16 %) et de l'Australie (11 %). La proportion de touristes en provenance de Chine a augmenté de manière significative entre 2013 et 2014 ainsi qu'entre 2017 et 2018. Les marchés des voyages en Antarctique sont probablement loin d'être saturés, et la demande devrait donc continuer à croître (Bender et al., 2016). Hormis certaines catégories, telles que les yachts privés, ce trafic maritime est couvert par le nouveau Recueil sur la navigation polaire, qui est obligatoire

[Organisation maritime internationale (OMI), 2015].

Le tourisme augmente également rapidement dans l'Arctique : le tourisme estival a quadruplé et le tourisme hivernal a augmenté de plus de 600 % entre 2006 et 2016, bien que de vastes régions ne soient pas concernées. Cette augmentation aura probablement des répercussions sur les écosystèmes et les communautés de l'Arctique, d'autant plus que de nouvelles parties de l'Arctique s'ouvrent avec la diminution de la glace de mer, la création de nouveaux aéroports et la promotion continue de la région (Runge et al., 2020).

Au début de l'année 2020, le trafic de passagers des ferries a considérablement diminué en raison de la pandémie de COVID-19, mais il commençait à se rétablir en août 2020 (voir par exemple AESM, 2020). L'activité des navires de croisière a chuté pour la même raison. En août 2019, on comptait 1,8 million de personnes à bord des navires de croisière alors qu'en août 2020, les navires ne comptaient que quelques membres d'équipage (AESM, 2020).

4.4. Gens de mer

Le nombre de gens de mer servant sur les navires marchands internationaux était estimé en 2015 à 1 647 500, dont 774 000 officiers et 873 500 matelots. Une nouvelle enquête sera réalisée en 2020. On estime que la Chine, les Philippines, l'Indonésie, la Fédération de Russie et l'Ukraine sont les cinq principaux pays d'où proviennent les gens de mer. En ce qui concerne les officiers, la Chine serait le plus grand fournisseur, suivie des Philippines, de l'Inde, de l'Indonésie et de la Fédération de Russie. Quant aux matelots, les Philippines sont le plus grand fournisseur, suivies de la Chine, de l'Indonésie, de la Fédération de Russie et de l'Ukraine. En 2015, on estime qu'il manquera environ 16 500 officiers et qu'il y aura un excédent d'environ 119 000 matelots. L'offre mondiale d'officiers devrait être en constante augmentation, mais cette tendance devrait être dépassée par une demande croissante [Conseil maritime baltique et international et Chambre internationale de la marine marchande (BIMCO/ICS), 2016]. Les instruments

internationaux importants pour la protection des gens de mer ont été décrits dans la première Évaluation.

La meilleure estimation de la proportion de femmes parmi les gens de mer reste d'environ 2 %, principalement dans le secteur des navires de croisière [Fédération internationale des ouvriers du transport (ITF), 2019].

Les restrictions de voyage et aux frontières imposées en 2020 pour contrôler la propagation de la COVID-19 ont engendré une crise majeure pour les gens de mer. En juillet 2020, on estimait à 600 000 le nombre de gens de mer touchés : environ 300 000 gens de mer continuaient à travailler à bord des navires en raison de problèmes liés au changement d'équipage, et un même nombre de gens de mer sans emploi attendaient à terre de rejoindre leurs navires (ITF, 2020).

4.5. Piraterie et vols à main armée contre des navires

Le nombre total de tentatives et de cas réels de piraterie et de vols à main armée contre des navires a légèrement diminué entre 2015 et 2019 (tableau 2). Les zones les plus touchées par la piraterie et les vols à main armée restent celles de l'Asie du Sud-Est et de l'Afrique de l'Ouest.

Tableau 2
Tentatives et cas réels de piraterie et de vol à main armée contre des navires, 2015-2019

Région	2015	2016	2017	2018	2019
Asie de l'Est	31	16	4	7	5
Asie du Sud-Est	147	68	76	60	53
Asie du Sud	24	17	15	18	4
Afrique de l'Est, mer Rouge et golfe d'Aden	3	6	13	5	4
Afrique de l'Ouest et Méditerranée	32	57	45	82	67
Amérique du Sud	8	22	24	25	24
Reste du monde	1				
Total	246	191	180	201	162

Source : Bureau maritime international de la Chambre de commerce internationale, 2020.

¹ Organisation maritime internationale, document MEPC 68/21/Add.1, annexe 10.

² Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1184, n° 18961.

³ Organisation maritime internationale, document MEPC 62/24/Add.1, annexe 19, résolution MEPC.203(62).

4.6. Impacts sur l'environnement

Les rejets et les émissions des navires et des égouts sont examinés avec d'autres pollutions liquides et atmosphériques au chapitre 11, les déchets des navires étant abordés au chapitre 12 et la pollution sonore océanique des navires au chapitre 20.

Les impacts environnementaux liés à la croissance du transport maritime dans l'océan Arctique sont examinés au chapitre 7K. Des mesures sont prises pour se préparer durablement à ce trafic, l'Organisation maritime internationale ayant adopté le Recueil international de règles applicables aux navires exploités dans les eaux polaires (Recueil sur la navigation polaire)¹, qui est obligatoire en vertu de la Convention internationale pour la sauvegarde de la vie humaine en mer² et de la Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires³ (OMI, 2015). Le Conseil de l'Arctique a également mis en place des dispositifs de prévention, de préparation et d'intervention en cas d'urgence pour les incidents de navigation. En 2011, il a également adopté un accord juridiquement contraignant sur la coopération en matière de recherche et de sauvetage aéronautiques et maritimes dans l'Arctique (Conseil de l'Arctique, 2011).

5. Exploitation minière des fonds marins

L'industrie minière des fonds marins présente deux aspects distincts. Le premier est l'exploitation de longue date de gisements relativement peu profonds par un certain nombre de pays dans leurs propres eaux. Le second est le développement potentiel de l'exploitation minière des grands fonds marins, dont les opérations commerciales n'ont pas encore commencé. Les entreprises minières établies comprennent, entre autres, les granulats (sable et gravier) dans de nombreux pays d'Europe occidentale, l'exploitation minière de placers de diamants en Namibie, l'exploitation minière de placers d'étain dans plusieurs pays d'Asie du Sud-Est et plus récemment, l'extraction de

limaille de fer en Nouvelle-Zélande. Des projets en lien avec l'extraction de phosphorite sont également en développement au Mexique, en Namibie et en Nouvelle-Zélande. Des détails sur les activités établies et potentielles sont donnés au chapitre 18 sur l'exploitation minière des fonds marins.

Les activités minières établies sont disparates en ce qu'elles concernent des pays et des situations très différents. Aucune vue d'ensemble de l'économie de ces activités n'est disponible, et il n'y a pas eu d'enquêtes sur l'emploi, sur les cas de décès et de blessures des travailleurs ou sur les salaires dans ce domaine.

6. Hydrocarbures offshore

En 2016, environ 27 % de la production mondiale de pétrole et 30 % de la production de gaz naturel étaient offshore. Le pétrole offshore est produit dans plus de 50 pays différents, dont le Brésil, le Mexique, la Norvège, l'Arabie saoudite et les États-Unis [Agence internationale de l'énergie (AIE), 2018]. Concernant le gaz naturel, l'Australie, l'Iran (République islamique d'), la Norvège et le Qatar étaient les principaux producteurs offshore en 2017. Les dépenses d'investissement mondiales annuelles de l'industrie offshore étaient estimées à 155 milliards de dollars en 2018 et devraient atteindre 200 milliards de dollars d'ici 2021. De plus amples détails sont donnés dans le

chapitre 19 sur l'exploration et l'extraction des hydrocarbures.

Le chapitre 21 de la première Évaluation (Nations Unies, 2017c) a fourni une enquête sur les aspects sociaux de l'industrie des hydrocarbures offshore. De manière générale, cette description reste exacte. Les chiffres de l'emploi fluctuent inévitablement de manière significative, en fonction du prix international du pétrole brut et des dépenses d'investissement prévues par les compagnies pétrolières et gazières. Ces industries puisent largement leurs effectifs dans une réserve mondiale de talents.

7. Tourisme et loisirs

7.1. Situation telle qu'elle ressort de la première Évaluation mondiale de l'océan

Le chapitre 27 de la première Évaluation (Nations Unies, 2017d) a évalué l'ensemble des aspects du tourisme et des activités de loisirs ayant une incidence sur l'océan. Ils comprenaient l'aspect d'échelle, montrant une

croissance rapide sur plusieurs décennies; les aspects sociaux et économiques, montrant l'importance économique pour de nombreux pays (en particulier les petits États insulaires en développement); les demandes d'environnements bâtis; et les nombreuses pressions que les touristes et leurs activités exercent sur l'environnement marin. Exceptionnellement, la croisière a été traitée dans le cadre du chapitre 17 sur le transport maritime.

Dans la présente Évaluation, l'infrastructure et le développement liés au tourisme sont examinés au chapitre 14, et les problèmes liés aux déchets atmosphériques, liquides et solides résultant des activités touristiques sont examinés aux chapitres 10 et 12. La présente section traite donc des aspects sociaux et économiques du tourisme.

La situation a considérablement changé récemment, en raison de la pandémie de COVID-19. Selon l'Organisation mondiale du tourisme, le nombre d'arrivées de touristes internationaux en 2020 devrait diminuer de 58 % à 78 % par rapport à 2019, en fonction de ce qu'il adviendra des restrictions de voyage imposées dans le cadre des efforts pour contrôler la COVID-19 au second semestre de l'année. En mars 2020, les arrivées ont chuté de 60 % par rapport à 2019 (UNCCSA, 2020). Les pays les plus touchés sont ceux qui dépendent fortement du tourisme, notamment les nations insulaires de l'océan Pacifique, de l'océan Indien et de l'océan atlantique (Communauté du Pacifique, 2020; UNCCSA, 2020).

7.2. Échelle et répartition du tourisme

Le tourisme affectant l'océan, hors tourisme de croisière, se concentre principalement dans les zones côtières. Il n'existe pas de statistiques au niveau mondial pour démontrer l'ampleur du tourisme dans ces zones. Dans certains pays jouissant d'une industrie touristique importante comme la Grèce, leur topographie fait que cette industrie se concentre principalement et inévitablement dans les zones côtières. Ailleurs, des données provenant de différentes régions du monde continuent de montrer que le tourisme côtier reste une composante majeure du tourisme global. Par exemple, en plus des éléments cités dans la première Évaluation :

a) Dans les pays de l'Union européenne, quatre des cinq régions ayant les plus hauts niveaux d'activité touristique en 2016 (Canaries, Catalogne, Croatie adriatique et Baléares) étaient des régions côtières (l'autre région était l'Île-de-France, autour de Paris) (Commission européenne, 2018);

- b) Le pourcentage de touristes en République de Corée ayant visité les zones côtières est passé de 49,5 % en 2000 à 69,1 % en 2010, et le nombre total de visiteurs des plages en 2014 était de 69 millions (Chang et Yoon, 2017);
- c) Les destinations dans les quatre provinces côtières du Cap Nord, du Cap Ouest, du Cap Est et du KwaZulu-Natal en Afrique du Sud représentaient 28 % du total des voyages touristiques et 40 % du total des dépenses touristiques en 2015. Dans l'ensemble, ce sont les touristes nationaux qui visitent le plus les destinations côtières, et de loin : 9,8 millions de voyages touristiques nationaux contre 1,6 million de voyages touristiques internationaux. L'activité touristique est particulièrement concentrée autour du Cap et dans la municipalité métropolitaine d'eThekwinini (qui comprend Durban). En 2015, ces deux régions représentaient 75 % des dépenses touristiques totales dans les zones côtières sud-africaines (Rogerson et Rogerson, 2018, 2019).

Les voyages internationaux et le tourisme connexe jouent un rôle majeur dans de nombreuses régions du monde, en particulier le tourisme de type « soleil, mer et plage ». Le taux de croissance relativement rapide des voyages internationaux observé dans la première Évaluation s'est poursuivi tout au long des années 2010 (tableau 3) et entre 2011 et 2017. Dans l'ensemble du monde, le taux de croissance du nombre de touristes internationaux s'est poursuivi entre 2011 et 2017 à un rythme supérieur au taux à long terme, pour atteindre un taux annuel moyen de 5,7 %, soit légèrement supérieur à celui indiqué dans la première Évaluation. Selon les estimations, les revenus tirés du tourisme international ont continué d'augmenter dans le monde entier, à un taux annuel moyen de 4 %, mais sans rapport avec le nombre de touristes. Cela signifie qu'en moyenne, les touristes dépensent moins. Cependant, l'augmentation globale du nombre de touristes fait plus que compenser cette baisse, et la part du tourisme dans les recettes d'exportation mondiales a continué à augmenter (Banque mondiale, 2019).

Tableau 3
Tourisme international entrant par région du monde

Région	Arrivée de touristes internationaux (en millions)		Hausse annuelle moyenne, 2011-2017 (en %)	Dépenses du tourisme international entrant (en milliards de dollars)		Hausse annuelle moyenne, 2011-2017 (en %)	Moyenne régionale des dépenses du tourisme international entrant (en pourcentage des exportations totales)	
	2011	2017		2011	2017		2011	2017
	Monde	997,7		1 341,5	5,7		1 231	1 525,7
Asie de l'Est et Pacifique	206,8	300,6	7,6	291,2	373	4,7	4,5	5,2
Europe et Asie centrale	512,8	669,5	5,1	534,6	594,5	1,9	5,7	6,3
Amérique latine et Caraïbes	75,9	112,4	8	70,9	101,8	7,3	5,1	7,8
Moyen-Orient et Afrique du Nord	75,2	89,2	3,1	74	112,5	8,7	5,5	10,8
Amérique du Nord	79,1	98	4	208,1	272,3	5,1	7,8	9,5
Asie du Sud	10,4	22,8	119,2	23	37,9	10,8	4,4	6,5
Afrique subsaharienne	33,1	42,4	4,7	29	34,4	3,1	5,8	9,2

Source : Compilation établie à partir de données de la Banque mondiale, 2019.

Les tendances mondiales en ce qui concerne le nombre de touristes et les dépenses varient considérablement d'une région à l'autre (tableau 4). L'échelle absolue du tourisme dans les différentes régions varie également de manière significative. Ensemble, certains pays d'Asie du Sud et d'Asie du Sud-Est (Bangladesh, Inde, Maldives, Myanmar et Pakistan) ont enregistré une augmentation de 119 % du nombre de touristes internationaux entre 2011 et 2017 (bien qu'à partir d'une base relativement faible), dépassant largement les autres régions. D'une manière générale, les autres régions ont connu des taux de croissance inférieurs à 10 % (tableau 4). Néanmoins, des États des Caraïbes tels que la République dominicaine et la Jamaïque ont connu des taux de croissance d'environ 25 %, bien supérieurs à la moyenne régionale (Banque mondiale, 2019). Le Moyen-Orient et l'Afrique du Nord ont connu une croissance relativement faible du nombre de touristes,

mais une croissance substantielle des revenus du tourisme, ce qui suggère que l'industrie du tourisme offre davantage d'expériences haut de gamme (Banque mondiale, 2019).

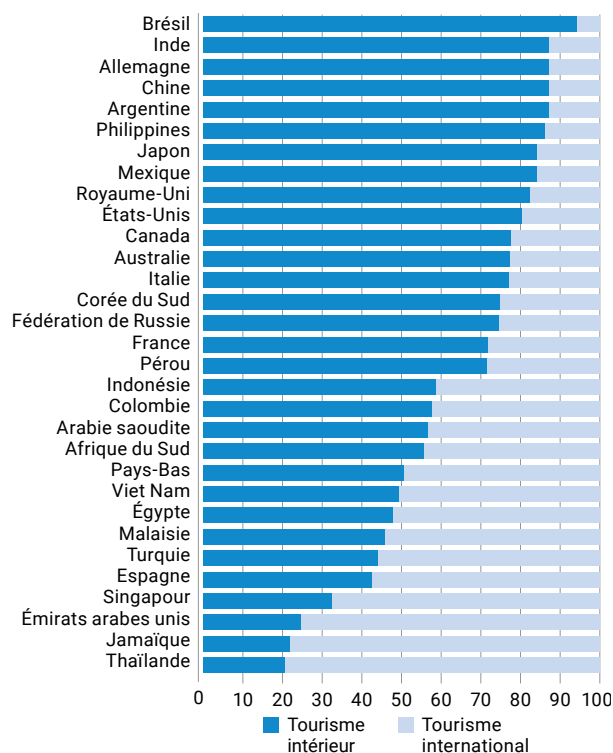
Le tourisme intérieur domine le marché du tourisme dans la plupart des grandes économies (figure V), 73 % des dépenses de tourisme et de voyage provenant de sources intérieures au niveau mondial [World Tourism and Travel Council (WTTC), 2018]. Bien qu'il recouvre une grande partie du tourisme et des voyages n'ayant pas d'impact sur l'environnement marin, le tourisme côtier est une composante majeure du tourisme total, comme indiqué ci-dessus. De manière générale, le tourisme intérieur a progressé au même rythme que le tourisme total, et les taux de croissance sont estimés à plus de 10 % par an dans de nombreux pays d'Asie et du Pacifique, tels que la Chine, la Malaisie et les Philippines, sur la période allant de 2011 à 2017 (WTTC, 2018).

Tableau 4
Part des arrivées de touristes internationaux par région du monde

Région	Arrivées de touristes internationaux en 2017 (en %)
Monde	100
Asie de l'Est et Pacifique	22,5
Europe et Asie centrale	49,9
Amérique latine et Caraïbes	8,4
Moyen-Orient et Afrique du Nord	6,7
Amérique du Nord	7,4
Asie du Sud	1,3
Afrique subsaharienne	3,3

Source : Compilation établie à partir de données de la Banque mondiale, 2019.

Figure V
Importance relative du tourisme intérieur et international et des dépenses de voyage dans 31 pays (pourcentage des dépenses de voyage et de tourisme)



Source : WTTC, 2018.

7.3. Impacts sur le milieu marin

Dans toutes les zones touristiques, l'activité qui a un impact majeur sur l'environnement marin est le développement côtier, y compris la proportion de terres couvertes par des bâtiments, tels que les hôtels, les restaurants et les magasins de détail, ainsi que les infrastructures de transport, notamment les ports, les aéroports et les terminaux ferroviaires, ou encore la nécessité de construire des défenses côtières en dur, d'éclairer les rues et d'assurer l'assainissement (voir également chap. 14). Lorsque ce développement n'est pas soumis à une planification et une gestion efficaces, les conséquences sur la flore et la faune marines peuvent être désastreuses. Par exemple, dans la baie de Vlora, en Albanie, un développement non planifié sur 15 ans a entraîné la disparition de 50 % des prairies sous-marines et une importante diminution des macroalgues (Fraschetti et al., 2011).

Dans les régions touristiques, la « réalimentation des plages », qui consiste à remplacer le sable des plages retiré par des courants côtiers ou des phénomènes météorologiques extrêmes, peut avoir des avantages économiques considérables (Klein et Osleeb, 2010). Par exemple, en République de Corée, une évaluation des bénéfices économiques de la restauration de la plage de Songdo à Busan, après les dégâts causés par le typhon en 2003, a estimé les bénéfices à environ 230 millions de dollars (Chang et Yoon, 2017).

La gestion des plages est un élément important dans la gestion des impacts du tourisme côtier sur l'environnement marin. En général, les plages sont nettoyées et les digues construites pour donner aux touristes cet environnement de « soleil, mer et plages » qui leur plaît, mais cela a des répercussions importantes sur la flore et la faune locales, comme l'a montré la première Évaluation. Des études continuent de montrer que les plages utilisées de manière intensive pour le tourisme abritent des écosystèmes moins riches que ceux de plages comparables situées dans le même voisinage mais dans des zones protégées, par exemple le long de la côte du New Jersey aux États-Unis (Kelly, 2014) et près de Cadix

en Espagne (Reyes-Martínez et al., 2015), et que les digues abritent 23 % de biodiversité et 45 % d'organismes en moins que les rivages naturels (Gittman et al., 2016).

Parmi les autres interventions visant à attirer les touristes sur les plages, on peut citer la création de récifs artificiels pour le surf. Le succès limité de ces structures a été enregistré lors de la première Évaluation, mais il existe maintenant un rapport sur une nouvelle entreprise basée sur un récif artificiel gonflable à Bunbury, en Australie (West Australian, 2019). La législation nationale visant à promouvoir l'accès du public aux côtes et aux plages peut également être importante.

7.4. Jouissance de la faune marine

7.4.1. Plongée

La plongée en apnée et la plongée sous-marine restent des éléments importants du tourisme maritime, qui vise à permettre aux touristes de profiter de la faune sous-marine. La croissance importante (environ 25 %) des niveaux d'activité enregistrée au cours de la période 2000-2013 et signalée dans la première Évaluation s'est maintenant ralentie mais se poursuit toujours. Selon les statistiques de la Professional Association of Diving Instructors, le nombre d'établissements offrant une formation en plongée a augmenté d'environ 6 % (environ 6 600 en 2019), le nombre de formateurs individuels a augmenté d'environ 1 % (environ 137 000 en 2019) et le nombre de personnes formées chaque année a augmenté d'environ 11 % (environ 1 million en 2019) entre 2013 et 2019 [Professional Association of Diving Instructors (PADI), 2019].

Les zones dotées de récifs coralliens sont celles qui présentent le principal intérêt pour la plongée. Les coraux et autres biotes de récifs sont spectaculaires et attirent un grand nombre de touristes désireux de les voir. Comme le montre la première Évaluation, des études suggèrent qu'il est possible de gérer le tourisme sur les récifs coralliens dans certaines zones (par exemple, en limitant le nombre de plongeurs dans une zone, en précisant le comportement des plongeurs et en augmentant généralement la sensibilisation des plongeurs

aux problèmes) de manière compatible avec le maintien de l'état et de la santé du récif. Cependant, des études suggèrent encore que l'interaction des plongeurs avec le corail endommage les récifs dans d'autres régions. Une étude récente des récifs coralliens autour de l'île de Bonaire, dans la partie caribéenne des Pays-Bas, a montré que la plongée se fait à des niveaux probablement au moins deux fois supérieurs à ceux considérés comme seuil au-delà duquel des dommages peuvent être occasionnés (voir Hawkins et Roberts, 1997). Des dommages surviennent en effet, même s'ils sont majoritairement accidentels, mais de meilleures mesures de gestion permettraient de les contrôler (Jadot et al., 2016).

Dans le cadre du démantèlement des installations offshore, un nombre important d'installations désaffectées sont utilisées pour créer des récifs artificiels. Dans le seul golfe du Mexique, 532 installations avaient été utilisées comme récifs artificiels en 2018 [Bureau of Safety and Environmental Enforcement of the United States (BSEE), 2020]. En 2016, on estimait à 600 le nombre d'installations offshore devant être déclassées entre 2017 et 2021. Ces installations n'étaient pas toutes destinées à servir de lieux d'exploration pour les plongeurs, mais une proportion importante est néanmoins utilisée à ces fins (Van Elden et al., 2019).

Une nouvelle discipline de plongée sous-marine suscite aujourd'hui l'intérêt. Connue sous le nom de « muck diving », elle consiste à plonger sur des substrats boueux pour y découvrir des espèces rares et cryptiques que l'on voit rarement sur les récifs coralliens. Une étude récente a examiné l'importance de cette discipline, la démographie de ses participants et de ses employés, et les menaces potentielles pour l'industrie. Les résultats indiquent qu'elle représente plus de 150 millions de dollars par an en Indonésie et aux Philippines réunies. Elle emploie plus de 2 200 personnes et attire plus de 100 000 plongeurs par an (De Brauwer et al., 2017).

7.4.2. Observation de la faune

L'observation des oiseaux (« avitourisme ») reste un élément important du tourisme côtier,

mais l'observation des oiseaux côtiers peut rarement être dissociée des autres observations d'oiseaux. Des efforts accrus sont déployés pour promouvoir l'observation des oiseaux en général comme base du tourisme. Le Centre néerlandais pour la promotion des importations en provenance des pays en développement (le tourisme international est évidemment considéré comme une exportation du pays où il a lieu) a déterminé que l'Inde, le Kenya, la Namibie et la République-Unie de Tanzanie étaient des destinations importantes pour l'avitourisme, et le Brésil, le Costa Rica, l'Équateur, le Maroc, l'Afrique du Sud et le Sri Lanka représentaient des destinations émergentes [Netherlands Enterprise Agency (NEA), 2019]. Bien qu'il y ait peu de preuves statistiques, il semble toutefois que dans certains domaines, le marché soit en train de saturer : aux États-Unis, la National Survey on Recreation and the Environment indiquait qu'en 2012, le nombre de personnes effectuant des voyages d'avitourisme, y compris à l'intérieur du pays, s'élevait à 19,9 millions, mais qu'en 2016, ce nombre était tombé à 17,6 millions [United States National Survey of Fishing, Hunting and Wildlife-Associated Recreation (USNSFWAR), 2016].

Signalée dans la première Évaluation, l'observation des baleines demeure une activité touristique importante, qui génère un chiffre d'affaires mondial d'environ 2,1 milliards de dollars : on estime à 13 millions le nombre de personnes ayant pratiqué l'observation des baleines dans le monde en 2017. En Islande, l'activité aurait augmenté de 20 % par an depuis 2015 (Hoyt, 2009, 2017), et au Pérou elle est passée de 0 à 3 millions de dollars entre 2008 et 2018 (Guidino, 2020). L'observation des baleines peut être bénéfique pour la conservation en changeant les attitudes envers les animaux sauvages et les habitats naturels (Argüelles et al., 2016), surtout si les voyageurs commerciaux éduquent les touristes sur les avantages durables à long terme qui y sont liés (Wearing et al., 2014). Parce qu'elles sont facilement accessibles, les espèces vivant dans les environnements côtiers sont les plus utilisées comme attractions touristiques. Correctement menée, l'observation des baleines est relativement inoffensive (Argüelles et al., 2016). Cependant, l'observation incontrôlée des baleines peut les

perturber, entraînant ainsi des changements de leur comportement naturel qui pourraient à leur tour modifier leur répartition, leur reproduction et compromettre leur survie (Williams et al., 2006; Lusseau et al., 2006). La Commission baleinière internationale, les gouvernements et les organisations non gouvernementales ont tenté de réduire l'impact de cette activité dans le monde entier en élaborant des directives et des codes de conduite visant à la fois à réduire les effets néfastes de l'activité et à proposer une dimension pédagogique aux visiteurs [Garrod et Fennel, 2004; Cole, 2007; Argüelles et al., 2016; Commission baleinière internationale (CBI), 2019].

La première Évaluation citait un revenu mondial annuel issu de l'observation des requins estimé à 300 millions de dollars. Une enquête sur l'observation des requins en Australie vient étayer des estimations de cet ordre, puisqu'elle évalue les dépenses annuelles consacrées à l'observation des requins pour l'Australie seulement à 28,5 millions de dollars par an (Huveneers et al., 2017).

7.4.3. Navigation de plaisance

Au chapitre 27 de la première Évaluation (Nations Unies, 2017d), une croissance soutenue de la navigation de plaisance a été enregistrée dans les pays disposant de statistiques sur les 50 années précédentes. Une légère baisse a toutefois été notée aux États-Unis entre 2012 et 2013, dernière période pour laquelle des informations étaient disponibles. Aux États-Unis, la croissance s'est plus ou moins arrêtée : en 2018, le nombre de bateaux de plaisance enregistrés, dont certains dans les eaux intérieures, est encore légèrement inférieur à 12 millions, comme en 2013 [National Marine Manufacturers Association (NMMA), 2018]. De même, le nombre de bateaux de plaisance dans les pays de l'Union européenne s'est globalement maintenu aux alentours de 6 millions, alors que l'âge des personnes pratiquant la navigation de plaisance a considérablement augmenté, ce qui laisse supposer que les jeunes ne s'adonnent pas à cette activité. En revanche, en dehors de ces zones, il semble y avoir un marché actif pour les bateaux neufs (Ecorys, 2015).

8. Ressources génétiques marines

La plupart des activités commerciales liées aux ressources génétiques marines restent concentrées dans un nombre relativement restreint de pays. On peut déduire l'ampleur de ce secteur du fait que 28 candidats sont en cours d'essais cliniques, que 10 autres médicaments dérivés de produits naturels marins ont déjà obtenu une approbation réglementaire, et que 76 ingrédients cosméceutiques accessibles au

public dérivés de produits naturels marins ont été commercialisés. L'étude des ressources génétiques marines n'est pas un secteur distinct de la recherche pharmaceutique et industrielle en général, et les aspects économiques et sociaux de la composante marine sont d'une ampleur limitée et ne peuvent pas encore être séparés. Pour plus de détails, voir le chapitre 23 sur les ressources génétiques marines.

9. Énergies marines renouvelables

Les systèmes de distribution nationaux d'un certain nombre de pays sont de plus en plus alimentés par les énergies éolienne, houlomotrice et marémotrice, c'est-à-dire l'énergie marine renouvelable, sauf en Afrique et dans une grande partie du continent américain. Parmi ces sources d'énergie, la technologie éolienne offshore est la plus développée et la plus avancée techniquement, fournissant une capacité d'environ 28,3 MW dans 18 pays [Agence internationale pour les énergies renouvelables

(IRENA), 2020c]. Pour plus d'informations, voir le chapitre 21 sur les sources d'énergie renouvelable.

Au total, le secteur de l'énergie éolienne terrestre et offshore représente environ 1,2 million d'emplois en 2018, dont 20 % (240 000) seraient liés aux activités offshore. Les femmes constituent environ 21 % des personnes employées dans l'ensemble du secteur de l'énergie éolienne (IRENA, 2020a, 2020b).

10. Dessalement

10.1. Situation telle qu'elle ressort de la première Évaluation mondiale de l'océan

Au chapitre 28 de la première Évaluation, il a été montré que la capacité mondiale installée de dessalement de l'eau de mer pour produire de l'eau douce était passée de quantités négligeables en 1965 à environ 86,5 millions de m³ par jour en 2015 (Nations Unies, 2017e). Sur les deux techniques principalement utilisées pour le dessalement, 71 % de la capacité étaient basés sur des procédés à membrane, et les 29 % restants de la capacité de dessalement utilisaient des procédés thermiques. Environ 27 % de la capacité mondiale totale se trouvaient dans les États de la région du golfe Persique, dont une écrasante majorité (96 % de la capacité totale de la région) dans les six États membres du Conseil de coopération du Golfe

(Arabie saoudite, Bahreïn, Émirats arabes unis, Koweït, Oman, Qatar). L'évaluation indiquait également d'importantes capacités liées à la mer en Algérie, en Australie, en Chine, en Espagne, aux États-Unis, en Israël, au Japon et dans des îles comme Malte et Singapour, ainsi que dans de nombreuses îles des Caraïbes.

Les impacts environnementaux des usines de dessalement notés dans la première Évaluation comprenaient l'émission de gaz à effet de serre, l'alimentation en eau et le rejet de saumure. L'impact des prises d'eau sur le biote marin d'une taille supérieure au microscopique et les effets des rejets (qui peuvent contenir des niveaux importants de chlore, de cuivre et d'anti-tartre) peuvent être limités par une conception appropriée.

Dans la première Évaluation, il a également été noté que la croissance démographique des États souffrant de pénuries d'eau douce et les

effets des changements climatiques devraient très probablement conduire à considérer de plus en plus le dessalement comme une mesure d'adaptation pour les communautés souffrant d'un stress hydrique accru.

10.2. Capacité et procédés actuels de dessalement

La capacité mondiale de dessalement a continué à croître. D'une capacité installée de 86,5 millions de m³ par jour en 2015, elle a atteint 97,4 millions de m³ par jour en 2018, dont 48 % au Moyen-Orient et en Afrique du Nord [International Desalination Association (IDA), 2019; Jones et al., 2019].

Les procédés membranaires restent majoritaires dans le dessalement (plus de 65 % de la production), bien que la distillation à détonées soit toujours importante dans les États membres du Conseil de coopération du Golfe, où elle est liée à la production d'électricité à partir de pétrole ou de gaz et fournit environ 60 % de la capacité (IDA, 2019; Mogielnicki, 2020)

Il est probable que de nouvelles demandes d'eau de mer dessalée émanent de l'industrie minière. Par exemple, une nouvelle croissance substantielle de la production de dessalement est suggérée au Chili en relation avec l'extraction du cuivre, où environ 1 million de m³ d'eau dessalée devrait être nécessaire quotidiennement à l'industrie minière du cuivre d'ici 2027, soit une augmentation de près de 200 % par rapport aux niveaux de 2016 [Comisión Chilena del Cobre (CCC), 2016].

Aucune statistique globale n'est disponible sur l'emploi dans le secteur des opérations de dessalement. On estime toutefois qu'entre 2010 et 2030, 50 000 techniciens supplémentaires de divers niveaux de qualification seraient

nécessaires pour servir l'industrie du dessalement au Moyen-Orient et en Afrique du Nord. Si l'augmentation prévue de la production dans cette région traduite en personnel requis est cohérente dans le monde entier, cela impliquerait une main-d'œuvre mondiale actuelle d'environ 400 000 personnes dans le secteur du dessalement (Ghaffour, 2009).

10.3. Pressions potentielles sur l'océan

Comme indiqué ci-dessus, l'opinion qui prévaut en matière de rejets de déchets des usines de dessalement est qu'une conception adéquate peut limiter les effets néfastes sur l'océan. Cependant, une étude récente sur l'impact du dessalement sur l'océan a fait valoir que la quantité de saumure rejetée dans l'océan par le dessalement a été sous-estimée, tout comme son impact potentiel sur l'environnement marin (Jones et al., 2019). Elle estime que la quantité de saumure rejetée quotidiennement s'élève à 142 millions de m³, dont 48 % dans la région du golfe Persique. Elle affirme également que l'eau à forte salinité peut avoir un effet néfaste grave sur la flore et la faune des fonds marins. En revanche, des rapports en provenance d'Australie, basés sur sept années d'observation du site où sont rejetés les effluents d'une grande usine de dessalement desservant Sydney, sont mitigés. Des effets néfastes ont bien été observés sur certains invertébrés marins à moins de 100 m des rejets, mais le nombre de balanes a augmenté (Clark et al., 2018) et une multiplication par trois du nombre de poissons dans la zone a simultanément été observée (Kelaher et al., 2020). Six années de surveillance des rejets de saumure de deux grandes usines de désalinisation en Israël ont permis d'observer que l'impact sur la qualité de l'eau de mer était quasi nul (Kress et al., 2020).

11. Production de sel

11.1. Situation telle qu'elle ressort de la première Évaluation mondiale de l'océan

La production de sel n'a été que brièvement examinée dans la première Évaluation, en relation

avec son importance dans les aspects culturels de l'alimentation. Il a été noté que, bien que la production de sel par évaporation de l'eau de mer soit encore importante, la majeure partie du sel est produite à partir de sel gemme et de dépôts de saumure dans le sol. Il a également

été noté que la production de sel marin était encore importante pour certains pays, tels que le Brésil, l'Inde et l'Espagne (Nations Unies, 2017f).

11.2. Situation actuelle

La production de sel par évaporation de l'eau de mer reste une source importante de sel dans le monde entier. Il n'existe toutefois pas de statistiques complètes au niveau mondial. Dans son aperçu de la production minérale mondiale, le British Geological Survey relève une production d'environ 35 millions de tonnes de sel à partir de

l'eau de mer sur une production mondiale totale déclarée de 265 millions de tonnes (tableau 5). Il ne précise toutefois pas la source du sel pour de nombreux pays, et note que le sel est également produit dans un certain nombre de pays pour lesquels aucune donnée n'est disponible (Brown et al., 2019). Dans la plupart des régions où des rapports sont disponibles, la production de sel à partir de l'eau de mer est restée relativement stable, à l'exception notable d'une augmentation de 34 % en Inde (tableau 5). Les effectifs de la main-d'œuvre impliquée dans la production de sel marin sont inconnus.

Tableau 5
Production de sel à partir d'eau de mer (en milliers de tonnes)

Pays ou territoire	Production de sel marin, 2013	Production de sel marin, 2017
Albanie	49 ^a	47 ^a
Monténégro	10 ^a	10 ^a
Portugal	91	115
Espagne	1 221	1 111
Algérie	172	160 ^a
Brésil	5 926	6 000 ^a
Colombie	113	165
Bangladesh	1 439	1 496
Inde	17 517	23 500 ^a
Pakistan	297	209
Maurice	4	1
Mozambique	150	140 ^a
Bonaire (Pays-Bas)	400 ^a	400 ^a
El Salvador	100 ^a	100 ^a
Guatemala	60 ^a	60 ^a
Nicaragua	30 ^a	30 ^a
Philippines	992	993 ^a
Total	28 571 ^a	34 537 ^a

Source : D'après Brown et al., 2019.

^a Estimation.

12. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

En ce qui concerne les communautés côtières, une meilleure information sur leur état, les menaces auxquelles elles sont confrontées et leur situation économique et sociale est nécessaire, en particulier pour les communautés de peuples autochtones, étant donné le rôle crucial qu'elles jouent dans les industries maritimes, les aspects sociaux et culturels, et la conservation des océans.

S'agissant des industries maritimes, les lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités sont précisées dans les chapitres suivants : pour la récolte de produits alimentaires en mer (chapitres 15, 16 et 17); pour l'exploitation des fonds marins (chapitre 18); pour les hydrocarbures offshore (chapitre 19); pour les énergies marines renouvelables (chapitre 21); et pour les ressources génétiques marines (chapitre 23).

Pour le transport maritime, les principales lacunes en matière de connaissances concernent les aspects sociaux. Par exemple, il est nécessaire de disposer de meilleures informations sur les taux de blessures et de décès des gens

de mer et sur d'autres aspects de leur bien-être. Il existe des lacunes dans certaines régions en matière de formation et de développement des gens de mer : l'Afrique et l'Amérique du Sud fournissent moins de gens de mer que leur part de la population mondiale ne le permettrait. Compte tenu des pénuries prévues d'officiers, il est clairement possible de développer la formation dans ces domaines.

En ce qui concerne le tourisme, il existe peu d'informations sur l'ampleur du tourisme côtier et marin et sa croissance, par rapport au tourisme en général. De même, il y a un manque d'informations globales sur les aspects sociaux et économiques du tourisme côtier et marin. En particulier, on ne sait pas dans quelle mesure les pays d'accueil tirent profit de leurs industries du tourisme côtier et maritime, ni quel est le statut de l'emploi dans ces industries.

Pour le dessalement, il est possible d'examiner plus en détail la relation entre la conception des rejets et les impacts sur l'environnement marin.

13. Perspectives

Les chapitres sur les industries spécifiques (chapitres 15, 16, 17, 18, 19, 21 et 23) décrivent les perspectives des industries concernées.

Les perspectives du transport maritime sont étroitement liées à l'évolution de l'économie mondiale. L'industrie du transport maritime a largement surmonté les problèmes résultant de la crise économique qui a sévi de 2008 à 2011, mais les défis en matière de contrôle de la pollution atmosphérique subsistent et une concentration accrue du transport de marchandises semble probable. L'avenir de l'industrie des croisières est également étroitement lié au

développement du revenu disponible dans les grandes économies.

Le niveau d'activité dans l'industrie du tourisme, y compris le tourisme côtier et maritime, est régi par les niveaux de revenu discrétionnaire disponible. Les perspectives du tourisme côtier et marin dépendent donc du maintien des niveaux actuels de dépenses des touristes des régions et pays qui sont aujourd'hui les principales sources de touristes, et de l'accroissement de l'intérêt pour le tourisme côtier et marin des autres pays à mesure que leur revenu disponible discrétionnaire augmente.

Références

- Amundsen, Helene (2015). Place attachment as a driver of adaptation in coastal communities in Northern Norway. *Local Environment*, vol. 20, No. 3, pp. 257–276.
- Arctic Council (2011). *Agreement on Cooperation on Aeronautical and Maritime Search and Rescue in the Arctic*. <https://oaarchive.arctic-council.org/handle/11374/531>.
- Argüelles, María Belén, and others (2016). Impact of whale-watching on the short-term behavior of Southern right whales (*Eubalaena australis*) in Patagonia, Argentina. *Tourism Management Perspectives*, vol. 18, pp. 118–24. <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2016.02.002>.
- Armitage, Derek, and Chui-Ling Tam (2007). A political ecology of sustainable livelihoods in coastal Sulawesi, Indonesia. *Canadian Journal of Development Studies/Revue Canadienne d'études Du Développement*, vol. 28, No. 1, pp. 39–57.
- Baltic and International Maritime Council and the International Chamber of Shipping (BIMCO/ICS) (2016). *Manpower Report: The Global Supply and Demand for Seafarers in 2015*. Bagsværd, Denmark: BIMCO.
- Bender, Nicole A., and others (2016). Patterns of tourism in the Antarctic Peninsula region: a 20-year analysis. *Antarctic Science*, vol. 28, No. 3, pp. 194–203.
- Bennett, Nathan James, and others (2016). Communities and change in the anthropocene: understanding social-ecological vulnerability and planning adaptations to multiple interacting exposures. *Regional Environmental Change*, vol. 16, No. 4, pp. 907–926.
- Brown, T., and others (2019). *World Mineral Production 2013–2017*. Nottingham, United Kingdom: British Geological Survey.
- Bureau of Safety and Environmental Enforcement of the United States (BSEE) (2020). *Rigs to Reefs*. www.bsee.gov/what-we-do/environmental-focuses/rigs-to-reefs.
- Center for International Earth Science Information Network and Food and Agricultural Organization of the United Nations (2005). *Mapping Global Urban and Rural Population Distributions: Estimates of Future Global Population Distribution to 2015*, Environment and Natural Resources Series, No. 24. Rome: FAO, annex.
- Chang, Jeong-In, and Sungsoon Yoon (2017). Assessing the Economic Value of Beach Restoration: Case of Song-do Beach, Korea. *Journal of Coastal Research*, vol. 79, No. sp1, pp. 6–10. <https://doi.org/10.2112/SI79-002.1>.
- Charles, A. (2017). Chapter 21 – The big role of coastal communities and small-scale fishers in ocean conservation. In *Conservation for the Anthropocene Ocean*, Phillip S. Levin and Melissa R. Poe, eds., pp. 447–61. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805375-1.00021-0>.
- _____ (2020). *Looking to the Future in Nova Scotia's Coastal Communities*. Halifax, Canada: Saint Mary's University.
- Charles, A., and others (2019). *Addressing the Climate Change and Poverty Nexus: A Coordinated Approach in the Context of the 2030 Agenda and the Paris Agreement*. Rome; 2019. Rome: FAO.
- Charles, A., and others. (2020). *Looking to the Future in Nova Scotia's Coastal Communities*. Halifax, Canada: Saint Mary's University.
- Clark, Graeme F., and others (2018). First large-scale ecological impact study of desalination outfall reveals trade-offs in effects of hypersalinity and hydrodynamics. *Water Research*, vol. 145, pp. 757–768.
- Cole, Stroma (2007). Implementing and evaluating a code of conduct for visitors. *Tourism Management*, vol. 28, No. 2, pp. 443–51. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2006.03.010>.
- Comisión Chilena del Cobre (CCC) (2016). *Proyección de Consumo de Agua En La Minería Del Cobre 2016–2027*. Santiago, Chile.

- Cruise Lines International Association (CLIA) (2018). *2018 Global Passenger Report*. <https://cruising.org/-/media/research-updates/research/clia-global-passenger-report-2018.pdf>.
- De Brauwier, Maarten, and others (2017). The economic contribution of the muck dive industry to tourism in Southeast Asia. *Marine Policy*, vol. 83, pp. 92–99.
- Ecorys (2015). *Study on the Competitiveness of the Recreational Boating Sector*. Rotterdam: European Consortium for Sustainable Industrial Policy.
- Environment Agency of the United Kingdom (2015). *Cost Estimation for Coastal Protection – Summary of Evidence*. Bristol, United Kingdom: Environment Agency.
- European Commission (2018). *Eurostat News, Coastal Regions: Popular Tourist Destinations*. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/-/EDN-20180927-1>.
- European Maritime Safety Agency (EMSA) (2020). *COVID-19 Impact on Shipping* www.emsa.europa.eu/newsroom/covid19-impact/item/4037-august-2020-covid-19-impact-on-shipping-report.html.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2019). *Fishery and Aquaculture Statistics 2017*. Rome. www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB2017_USBcard/index.htm.
- _____ (2020). *Summary of the impacts of the COVID-19 pandemic on the fisheries and aquaculture sector: Addendum to the State of World Fisheries and Aquaculture*. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9349en>.
- Fraschetti, Simonetta, and others (2011). Effects of Unplanned Development on Marine Biodiversity: A Lesson from Albania (Central Mediterranean Sea). *Journal of Coastal Research*, vol. 2011, No. 10058, pp. 106–115. https://doi.org/10.2112/SI_58_10.
- Garrod, Brian, and David A. Fennell (2004). An analysis of whalewatching codes of conduct. *Annals of Tourism Research*, vol. 31, No. 2, pp. 334–52. <https://doi.org/10.1016/j.annals.2003.12.003>.
- Ghaffour, Noredine (2009). The challenge of capacity-building strategies and perspectives for desalination for sustainable water use in MENA. *Desalination and Water Treatment*, vol. 5, Nos. 1–3, pp. 48–53.
- Gittman, Rachel K., and others (2016). Ecological consequences of shoreline hardening: a meta-analysis. *BioScience*, vol. 66, No. 9, pp. 763–73. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw091>.
- Graham, Sonia, and others (2018). Local values and fairness in climate change adaptation: insights from marginal rural Australian communities. *World Development*, vol. 108, No. C, pp. 332–43. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.12.008>.
- Guidino, Chiara, and others (2020). Whale-watching in Northern Peru: An economic boom?, *Tourism in Marine Environments*, January 2020, <https://doi.org/10.3727/154427320X15819596320544>.
- Hawkins, Julie P., and C.M. Roberts (1997). Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. In *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 2: pp. 1923–1926. Smithsonian Tropical Research Institute Panama.
- Hoyt, Erich (2009). Whale watching. In *Encyclopedia of Marine Mammals*, William F. Perrin, and others, eds., 2nd ed., pp. 1223–27. Academic Press.
- _____ (2017). *The Global Status and True Value of Whale Watching: A Presentation to the Conference Organised by the Secretariat of the Pacific Regional Environment Programme on Whales in a Changing Ocean*. www.sprep.org/attachments/Publications/Presentation/whale-conference/global-status-and-true-value-of-whale-watching.pdf.
- Huveneers, Charlie, and others (2017). The economic value of shark-diving tourism in Australia. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, vol. 27, No. 3, pp. 665–80. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9486-x>.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). Summary for policymakers. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, Hans-Otto Pörtner and others, eds., Intergovernmental Panel on Climate Change.

- International Association of Antarctic Tour Operators (IAATO) (2018). *IAATO Overview of Antarctic Tourism: 2017–18 Season and Preliminary Estimates for 2018–19 Season*. Antarctic Treaty Consultative Meeting XLI, Information Paper 071. www.ats.aq/devAS/Meetings/DocDatabase?lang=e.
- International Desalination Association (IDA) (2019). *Dynamic Growth for Desalination and Water Reuse in 2019*. <https://idadesal.org/dynamic-growth-for-desalination-and-water-reuse-in-2019>.
- International Energy Agency (IEA) (2018). *Offshore Energy Outlook. World Energy Outlook Series*. www.iea.org/reports/offshore-energy-outlook-2018.
- International Maritime Bureau of the International Chamber of Commerce (2020). *Piracy and Armed Robbery against Ships: Report for the Period 1 January to 31 December 2019*. ICC IMB. London.
- International Maritime Organization (IMO) (2015). *International Code for Ships Operating in Polar Waters (Polar Code)*. IMO Document MEPC 68/21/Add.1, annex 10.
- International Renewable Energy Agency (IRENA) (2020a). *Renewable Capacity Statistics*. Abu Dhabi: IRENA.
- _____ (2020b). *Renewable Energy and Jobs: Annual Review 2019*. Abu Dhabi: IRENA.
- _____ (2020c). *Wind Energy: A Gender Perspective*. Abu Dhabi: IRENA.
- International Shipping Economics and Logistics (ISL) (2017). *Shipping Statistics and Market Review 2017*, vol. 61, No. 7. Bremen, Germany: ISL.
- International Transport Workers Federation (ITF) (2019). *Women Seafarers*. www.itfseafarers.org/en/issues/women-seafarers.
- _____ 2020. *Press release: 300,000 seafarers trapped at sea*. www.itfglobal.org/en/news/300000-seafarers-trapped-sea-mounting-crew-change-crisis-demands-faster-action-governments.
- International Whaling Commission (IWC) (2019). *Whale Watching Handbook*. <https://wwhandbook.iwc.int/en>.
- Jadot, Catherine, and others (2016). Intentional and Accidental Diver's Contact to Reefs at Popular Locations in the Dutch Caribbean. *Diving for Science 2016*, p. 74.
- Jones, Edward, and others (2019). The state of desalination and brine production: a global outlook. *Science of the Total Environment*, vol. 657, pp. 1343–1356.
- Kelagher, Brendan P., and others (2020). Effect of desalination discharge on the abundance and diversity of reef fishes. *Environmental Science & Technology*.
- Kelly, Jay F. (2014). Effects of human activities (raking, scraping, off-road vehicles) and natural resource protections on the spatial distribution of beach vegetation and related shoreline features in New Jersey. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 18, No. 4, p. 383.
- Klein, Yehuda L., and Jeffrey Osleeb (2010). Determinants of coastal tourism: a case study of Florida beach counties. *Journal of Coastal Research*, vol. 26, No. 6, pp. 1149–1156.
- Kress, Nurit, and others (2020). Seawater quality at the brine discharge site from two mega size seawater reverse osmosis desalination plants in Israel (Eastern Mediterranean). *Water Research*, vol. 171, art. 115402.
- Lusseau, David, and others (2006). An individual-based model to infer the impact of whalewatching on cetacean population dynamics.
- May, Candace K. (2019a). Governing resilience through power: explaining community adaptations to extreme events in coastal Louisiana. *Rural Sociology*, vol. 84, No. 3, pp. 489–515.
- _____ (2019b). Political ecology of culture clash: Amenity-led development, vulnerability, and risk in coastal North Carolina. *Journal of Rural and Community Development*, vol. 14, No. 3, pp. 24–48.
- _____ (2019c). Resilience, vulnerability, & transformation: Exploring community adaptability in coastal North Carolina. *Ocean & Coastal Management*, vol. 169, pp. 86–95.

- Merkens, Jan-Ludolf, and others (2016). Gridded population projections for the coastal zone under the shared socioeconomic pathways. *Global and Planetary Change*, vol. 145, pp. 57–66.
- Metcalfe, Sarah J., and others (2015). Measuring the vulnerability of marine social-ecological systems: a prerequisite for the identification of climate change adaptations. *Ecology and Society*, vol. 20, No. 2. <https://doi.org/10.5751/ES-07509-200235>.
- Mogielnicki, R. (2020). *Water Worries: The Future of Desalination in the UAE*. Washington, D.C.: Arab Gulf States Institute in Washington. https://agsiw.org/wp-content/uploads/2020/03/Mogielnicki_Desalination_ONLINE.pdf.
- National Marine Manufacturers Association (NMMA) (2018). *Recreational Boating Statistical Abstract*. Chicago: NMMA.
- Netherlands Enterprise Agency (NEA), Centre for Promoting Imports from Developing Countries (2019). *Bird-Watching Tourism from Europe*. www.cbi.eu/node/752/pdf.
- Neumann, Barbara, and others (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding – a global assessment. *PloS One*, vol. 10, No. 3, e0118571.
- Nicholls, R.J., and others (2007). Coastal systems and low-lying areas. In *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*, M.L. Parry and others, eds., pp. 315–356. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nicholls, R.J., and R.J.T. Klein (2005). Climate change and coastal management on Europe's coast. In *Managing European Coasts: Past, Present and Future*, J.E. Vermaat and others, eds., pp. 199–226. Environmental Science Monograph Series. Heidelberg, Germany: Springer.
- Oppenheimer, M., and others (2019). Sea level rise and implications for low-lying islands, coasts and communities. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, H-O. Pörtner and others, eds., in press.
- Pacific Community (2020). The economic and social impact of the COVID-19 pandemic on the Pacific Island economies. <https://sdd.spc.int/news/2020/04/29/economic-and-social-impact-covid-19-pandemic-pacific-island-economies>.
- Petursdottir, Gudrun, and others (2001). *Safety at Sea as an Integral Part of Fisheries Management*. Rome: FAO.
- Professional Association of Diving Instructors (PADI) (2019). *Worldwide Corporate Statistics*. www.padi.com/sites/default/files/documents/2019-02/2019%20PADI%20Worldwide%20Statistics.pdf.
- Reyes-Martínez, Ma. José, and others (2015). Human pressure on sandy beaches: implications for trophic functioning. *Estuaries and Coasts*, vol. 38, No. 5, pp. 1782–1796.
- Rigaud, Kanta Kumari, and others (2018). *Groundswell: Preparing for Internal Climate Migration*. World Bank.
- Rogerson, Christian M., and Jayne M. Rogerson (2019). Emergent planning for South Africa's blue economy: evidence from coastal and marine tourism. *Urbani Izziv*, vol. 30, pp. 24–36.
- _____ (2018). Africa's tourism economy: uneven progress and challenges. In *The Routledge Handbook of African Development*, T. Binns, and others, eds., pp. 545–560. Abingdon, United Kingdom: Routledge.
- Runge, C.A., and others (2020). Quantifying tourism booms and the increasing footprint in the Arctic with social media data. *PLoS ONE* 15(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227189>.
- Shi, Hua, and Ashbindu Singh (2003). Status and interconnections of selected environmental issues in the global coastal zones. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 32, No. 2, pp. 145–152.
- Small, C., and Cohen, J.E. (2004). Continental physiography, climate, and the global distribution of human population. *Current Anthropology*, vol. 45, No. 2.

- Small, C., and Nicholls, R.J. (2003). A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research*, vol. 19, No. 3, pp. 584–599.
- United Nations (2017a). Chapter 1: Introduction – planet, oceans and life. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Chapter 18: Ports. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). Chapter 21: Offshore hydrocarbon industries. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017d). Chapter 27: Tourism and recreation. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017e). Chapter 28: Desalination. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017f). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) (2019). *Review of Maritime Transport 2019*. New York: United Nations.
- United Nations Coordinating Committee on Statistical Activities (UNCCSA) (2020). *How COVID-19 is changing the world: a statistical perspective*. <https://unstats.un.org/unsd/ccsa/documents/covid19-report-ccsa.pdf>.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (UNDESA) (2018). *The World's Cities in 2018—Data Booklet*. New York: United Nations.
- United States National Survey of Fishing, Hunting and Wildlife-Associated Recreation (USNSFHWR) (2016). Washington, D.C.: United States Department of the Interior, United States Department of Commerce, United States Census Bureau.
- Van Elden, Sean, and others (2019). Offshore oil and gas platforms as novel ecosystems: a global perspective. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 548. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00548>.
- Wearing, Stephen Leslie, and others (2014). Whale watching as ecotourism: how sustainable is it? *Cosmopolitan Civil Societies: An Interdisciplinary Journal*, vol. 6, No. 1, pp. 38–55.
- West Australian (2019). *Artificial Surfing Reef for Bunbury*. <https://thewest.com.au/news/south-western-times/artificial-surfing-reef-for-bunbury-ng-b881227223z>.
- Wilkinson, Kenneth P. (1991). *The Community in Rural America*. Westport, Connecticut, United States of America: Greenwood Publishing Group.
- Williams, Rob, and others (2006). Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales (*Orcinus orca*). *Biological Conservation*, vol. 133, No. 3, pp. 301–11. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.010>.
- World Bank (2019). *World Bank World Development Indicators*. Table 6.14. <http://wdi.worldbank.org/table/6.14>.
- World Bank, and others (2012). *Hidden Harvest: The Global Contribution of Capture Fisheries*. Worldbank; WorldFish.
- World Tourism and Travel Council (WTTC) (2018). *Domestic Tourism Importance and Economic Impact*. London: World Tourism and Travel Council.

Chapitre 8B

Effets de l'océan

sur la santé

humaine

Constitutrices et contributeurs : Michael Moore (organisateur de l'équipe de rédaction), Martin Edwards, Bella S. Galil, Alan Simcock (responsable d'équipe pour le chapitre) et Dick Vethaak.

Principales observations

- La vie à proximité de la mer comporte à la fois des avantages et des risques pour la santé. Au nombre des avantages figurent notamment une meilleure qualité de l'air, des possibilités de pratiquer une activité physique, de nouveaux produits pharmaceutiques d'origine marine et un accès facile aux aliments provenant de la mer, qui présentent des avantages pour la santé (en tant que source de protéines et de micronutriments essentiels), même si les fruits de mer sont également commercialisés à l'intérieur des terres, ainsi que des sources d'énergie renouvelable.
- L'océan présente des risques sanitaires liés aux tsunamis, aux tempêtes et aux cyclones tropicaux. Les êtres humains sont également exposés à des risques accrus de contamination causée par des aliments provenant de la mer ainsi que d'élévation du niveau de la mer, de tempêtes et de cyclones dus aux changements climatiques.
- Les contaminants chimiques (y compris les particules de pollution atmosphérique), les efflorescences algales nocives ou toxiques et les agents pathogènes présentent des risques pour la santé, en particulier dans les eaux estuariennes et côtières au littoral urbanisé ou utilisé à des fins récréatives.
- Les nouveaux polluants, tels que les antibiotiques, les hormones, les nanomatériaux (par exemple, les fullerènes, les nanotubes de carbone, les nanoparticules métalliques et les nanoplastiques) et les microplastiques, sont source d'inquiétude. Il est bien établi que les nanoparticules de combustion (par exemple les $PM_{2,5}$), composante majeure de la pollution atmosphérique, contribuent aux maladies cardiovasculaires et au cancer du poumon.

1. Introduction

Dans la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), divers effets néfastes sur la santé humaine ont été constatés : rejets d'eaux usées, vecteurs de maladies liés à l'eau de mer (en particulier au rejet d'eaux usées), nanomatériaux et microplastiques, en particulier les déchets plastiques. Les nanomatériaux comprennent à la fois les matériaux fabriqués intentionnellement, pour être utilisés dans les cosmétiques par exemple, et ceux résultant de la décomposition des déchets

plastiques. Certains bienfaits pour la santé humaine ont également été notés, notamment les composantes nutritives du poisson et des algues, les produits pharmaceutiques et nutraceutiques marins, et les effets des activités récréatives de bord de mer. La relation entre la santé humaine et l'océan n'a fait l'objet d'aucune discussion approfondie. Le présent chapitre vise donc à donner un aperçu de tous les aspects de la relation entre la santé humaine et l'océan.

2. Aspects généraux de la relation entre la santé humaine et l'océan

L'environnement marin présente à la fois des avantages et des risques pour la santé humaine, en particulier pour les personnes vivant à proximité (figure ci-après; Depledge et al., 2013; Moore et al., 2013, 2014). Le terme « santé » a été défini comme un état de

complet bien-être physique, mental et social et ne consiste pas seulement en une absence de maladie ou d'infirmité [Organisation mondiale de la Santé – Bureau régional pour l'Europe (OMS-Europe), 1984]. Cependant, l'existence humaine est interdépendante de celle du

monde vivant dans son ensemble. Par conséquent, la santé humaine ne peut être séparée de la santé de l'ensemble de la biodiversité planétaire et a été redéfinie comme la capacité d'un organisme à s'adapter aux nouvelles menaces et infirmités (Lancet-Editorial, 2009). Les interactions complexes entre les mers et les océans d'une part, et la santé et le bien-être des êtres humains d'autre part, ont été envisagées principalement dans un cadre de risques, par exemple les effets néfastes des conditions météorologiques extrêmes, de la pollution chimique (provenant des effluents domestiques et industriels, de l'aquaculture, des industries offshore, des polluants atmosphériques et du ruissellement de la poussière des routes, et du carbone noir dans l'Arctique) et, de plus en plus, des changements climatiques (Borja et al., 2020; Depledge et al., 2017, 2019; Fleming et al., 2019; Pleijel et al., 2013; Tornero et Hanke, 2016; Valotto et al., 2015; Walker et al., 2019; Winiger et al., 2019). Cependant, de nouvelles recherches élargissent notre concept de « santé » de « l'océan mondial », en reconnaissant plus largement sa contribution essentielle et bénéfique à la santé et au bien-être actuels et futurs de l'humanité (Borja et al., 2020; Depledge et al., 2019; Ercolano et al., 2019; Lindequist, 2016; voir tableau ci-après).

Parce qu'il contribue à la qualité de l'air que nous respirons, des aliments que nous mangeons, de l'eau que nous buvons et des produits pharmaceutiques d'origine marine, ainsi que par les possibilités économiques et récréatives qu'il offre en matière de santé, l'environnement marin joue un rôle majeur en matière de santé humaine (voir chap. 5 et 8A; Ercolano et al., 2019; Lindequist, 2016). L'environnement côtier peut également avoir un effet apaisant (White et al., 2013) et apporter des bénéfices culturels importants (voir chap. 28, section 1.4). Cependant, dans le même temps, le milieu marin est soumis à la pression d'activités humaines telles que le transport, les processus industriels, la pêche, les pratiques agricoles et de gestion des déchets, les impacts des changements climatiques associés à l'élévation du niveau de la mer et à l'érosion côtière, ainsi qu'aux invasions biologiques. La figure ci-après résume les corrélations existant entre la dégradation du milieu marin et la santé humaine.

L'évaluation et la gestion des impacts sur les écosystèmes marins et sur la santé humaine résultant des pressions exercées sur ces écosystèmes ont été dans une large mesure entreprises séparément sous l'égide de différentes disciplines. Souvent, elles impliquaient peu d'interaction évidente en matière de collaboration, voire aucune (Depledge et al., 2013; Moore et al., 2013, 2014). Par conséquent, nombre de nos perceptions des interactions entre le milieu marin et la santé humaine sont limitées et encore relativement peu remises en question, ce qui nous laisse la possibilité de combler les lacunes critiques en matière de connaissances et de mieux éclairer les politiques fondées sur la science pour l'utilisation durable des ressources marines et la protection de l'environnement et de la santé humaine (figure et Moore et al., 2014).

La nature complexe des interactions entre le milieu marin et la santé humaine a été examinée par le European Marine Board (Moore et al., 2013, 2014) et d'autres (Borja et al., 2020; Depledge et al., 2013, 2017, 2019; Fleming et al., 2014, 2019). Les examens ont souligné la nécessité d'une approche interdisciplinaire pour aborder tous les niveaux d'organisation, des gènes aux écosystèmes.

Il existe cinq défis scientifiques clés pour améliorer notre compréhension des liens entre l'environnement marin et la santé humaine (Galloway et al., 2017; Moore et al., 2014) :

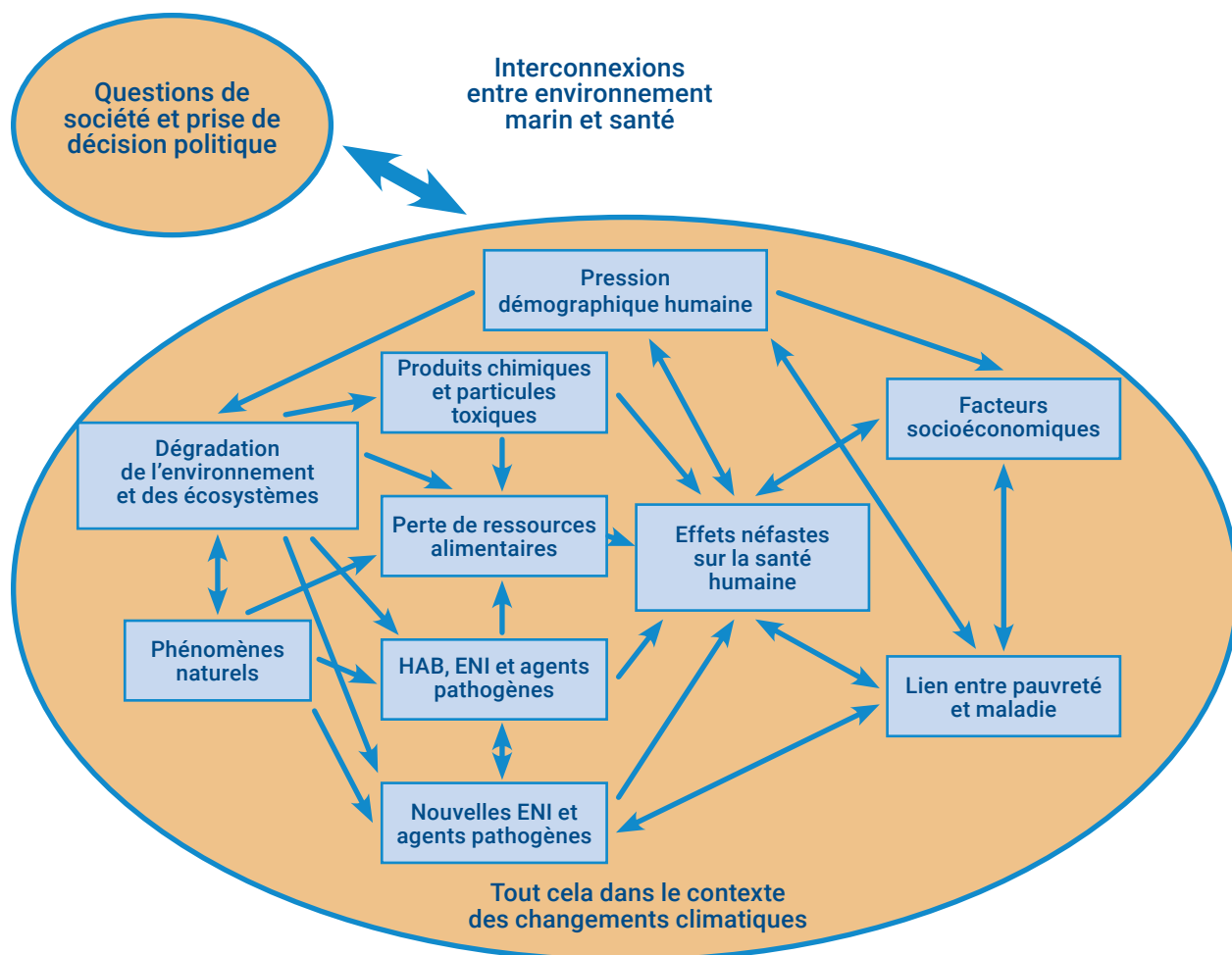
- a) Améliorer la mesure et la surveillance de la distribution des polluants marins, y compris les toxines algales, les nanoparticules en tant que facteurs contribuant aux maladies cardiovasculaires et au cancer du poumon (Chang et al., 2020; Liu et al., 2016; Moore, 2020; Mossman et al., 2007; Numan et al., 2015; Stapleton, 2019), les microparticules et les déchets marins en plastique en tant que vecteurs, ainsi que les agents pathogènes et les espèces non indigènes en tant que risques potentiels pour la santé aux échelles temporelle et spatiale requises (Galil, 2018; Vezzulli et al., 2016);
- b) Améliorer la connaissance des processus et des modèles de la dynamique du transport

et de la transformation dans l'environnement des polluants marins, des agents pathogènes et des espèces non indigènes présentant des risques pour la santé;

- c) Améliorer l'évaluation des risques sanitaires résultant de l'exposition aux polluants marins, aux agents pathogènes et aux espèces non indigènes et des risques pour l'être humain (Galil, 2018; Moore et al., 2013, 2014; Vezzulli et al., 2016);

- d) Comprendre les impacts des activités de gestion des déchets sur l'environnement marin et la santé humaine;
- e) Trouver des explications à l'association entre le milieu marin et les bénéfices observés pour la santé humaine, décrits comme l'effet « Blue Gym » (Depledge et Bird, 2009; Robinson et al., 2020; White et al., 2013; Wyles et al., 2019), y compris les influences socioéconomiques (Li et Zhu, 2006; Sachs et al., 2001).

Résumé de l'interconnectivité des principaux processus néfastes entre le milieu marin et la santé humaine



Source : Schéma original partiellement adapté de Moore et al., 2014.

Note : Les « produits chimiques et particules toxiques » comprennent les particules de pollution atmosphérique, les nanoparticules et les microplastiques.

Abréviations : HAB, efflorescences algales toxiques ou nuisibles; ENI, espèces non indigènes (toxiques et venimeuses).

Les avantages potentiels pour la santé humaine de vivre à proximité de la mer (voir tableau ci-après), tels que les nouveaux produits pharmaceutiques (par exemple antimicrobiens, antitumoraux, antidiabétiques, anticoagulants, antioxydants, anti-inflammatoires, antiviraux, antipaludéens, antituberculeux, anti-vieillessement et antiprotozoaires) dérivés d'organismes marins et les micronutriments essentiels des fruits de mer, ont souvent été négligés dans le passé (voir tableau ci-après; Borja et al., 2020; Depledge et al., 2019; Erco-lano et al., 2019; Fleming et al., 2019; Gascon et al., 2017; Hosomi et al., 2012; Lindequist, 2016; Wheeler et al., 2012; White et al., 2014; Wyles et al., 2019). Toutefois, il est aujourd'hui bien établi que la vie au bord de la mer présente de nombreux avantages pour la santé (Giles, 2013). La raison en est moins claire et aucune explication scientifique globale n'a été trouvée jusqu'à présent. Cependant, plusieurs hypothèses ont été avancées : réduction du stress psychologique due à un environnement agréable (Gascon et al., 2017; White et al., 2014); amélioration de l'immunorégulation résultant de l'exposition aux bactéries et aux parasites avec lesquels nous avons coévolué (Rook, 2013); et exposition à des produits naturels bioactifs (biogéniques) tels que les toxines algales nocives ou toxiques (Berdalet et al., 2016, 2017). La troisième hypothèse (biogénique) suggère que l'inhalation et l'ingestion (avec le mucus des voies respiratoires supérieures) de certains produits naturels, tels que de faibles concentrations de toxines algales en aérosol, ont des effets directs sur les systèmes de régulation moléculaire de l'organisme, entraînant des bienfaits pour la santé, notamment des effets anti-inflammatoires, anticancéreux et anti-vieillessement (Asselman et al., 2019; Moore, 2015; Van Acker et al., 2020; voir tableau ci-après). Les rayonnements ultraviolets sont plus élevés dans les zones côtières, ce qui pourrait augmenter le taux de vitamine D de leurs habitants (Cherrie et al., 2015; voir tableau ci-après).

En ce qui concerne les dangers et les risques potentiels pour la santé humaine (voir tableau ci-après), qui sont plus largement documentés que les avantages (Borja et al., 2020; Depledge et al., 2013, 2017, 2019; Fleming et al., 2014, 2019; Moore et al., 2013, 2014), le Processus européen Environnement et santé, coordonné par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), a identifié cinq grands « défis clés de notre époque en matière d'environnement et de santé ». En termes d'environnement marin, ces défis portent principalement sur :

- a) Les impacts des changements climatiques sur la santé et l'environnement (par exemple, les cyclones tropicaux);
- b) Les risques pour la santé des enfants et d'autres groupes vulnérables résultant de mauvaises conditions environnementales, de travail et de vie, en particulier le manque d'eau et d'installations sanitaires (par exemple, les aliments contaminés provenant de la mer);
- c) Les inégalités socioéconomiques et de genre dans l'environnement et la santé humaine (par exemple, le faible taux de blessures des pêcheurs et des marins et l'accès limité aux soins de santé pour les femmes en raison des traditions culturelles);
- d) La charge des maladies non transmissibles, en particulier dans la mesure où elle peut être réduite par des politiques adéquates dans des domaines tels que le développement urbain, les transports, la sécurité alimentaire et la nutrition, et les environnements de vie et de travail (par exemple, le rôle des protéines de poisson dans l'apport des nutriments essentiels);
- e) Les substances chimiques et les nanomatériaux nocifs persistants, perturbateurs du système endocrinien et bioaccumulables; et les problèmes chimiques nouveaux et émergents (par exemple, les impacts de ces substances sur la santé du milieu marin et donc sur les êtres humains qui en dépendent) (OMS-Europe, 2010).

Résumé des avantages et des dangers et risques associés à la vie à proximité de la mer

Avantages	Dangers et risques
Amélioration de la durée et de la qualité de vie (Gascon et al., 2017)	Polluants chimiques et radionucléides, y compris les particules toxiques en suspension dans l'air (qu'elles soient d'origine terrestre ou issues du transport maritime) et l'ozone côtier (Moore et al., 2014; Pleijel et al., 2013; Valotto et al., 2015; Vom Saal et al., 2007; Walker et al., 2019; Wan et al., 2016)
Amélioration de la santé physique et mentale (Gascon et al., 2017; White et al., 2014; Wyles et al., 2019)	Nanomatériaux et microplastiques (Chang et al., 2020; Galloway et al., 2017; Moore et al., 2014; Mossman et al., 2007; Numan et al., 2015)
Augmentation de la vitamine D (Cherrie et al., 2015)	Agents pathogènes et conséquences pour la santé publique des eaux usées, du ruissellement agricole et des inondations (Leonard et al., 2018a; Moore et al., 2013, 2014; Vezzulli et al., 2016)
Réduction des problèmes de comportement chez les enfants (Gascon et al., 2017)	Impacts environnementaux sur la sécurité et la sûreté alimentaires, tels que l'effondrement des pêcheries et la contamination des ressources alimentaires (Moore et al., 2014)
De faibles concentrations de toxines algales en aérosol dans l'air peuvent avoir des effets hormétiques bénéfiques sur la santé (effets anti-inflammatoires et anticancéreux) (Asselman et al., 2019; Moore, 2015; Van Acker et al., 2020)	Efflorescences algales nuisibles ou toxiques et toxines algales (Berdalet et al., 2016)
Bienfaits de la consommation de fruits de mer riches en protéines et en micronutriments essentiels (Hosomi et al., 2012)	Espèces indigènes et non indigènes toxiques ou venimeuses, telles que le poisson-ballon (qui produit de la tétrdotoxine), les méduses nomades et les rascasses (Galil, 2018)
Produits pharmaceutiques d'origine marine (Ercolano et al., 2019; Lindequist, 2016)	Catastrophes naturelles (éruptions volcaniques, tremblements de terre, tsunamis, cyclones tropicaux et inondations) (Moore et al., 2014; Powell et al., 2019; Ruskin et al., 2018)
	Transmission de la résistance aux antimicrobiens et des agents pathogènes par les écosystèmes bactériens naturels (Leonard et al., 2018b; Imran et al., 2019)
	Déchets plastiques marins comme nouveau vecteur potentiel d'agents pathogènes et leur éventuel transport mondial (Vethaak et Leslie, 2016; Keswani et al., 2016); ainsi que les possibles collisions avec de gros déchets plastiques en mer
	Risques accrus de surpopulation à mesure que la population côtière augmente (Moore et al., 2014)

Les aspects marins de ces priorités politiques reflètent dans une certaine mesure les défis scientifiques spécifiquement recensés ci-dessus en ce qui concerne la santé humaine et le milieu marin. Ces priorités politiques sont majoritairement axées sur les risques et ont tendance à ne pas tenir compte des avantages découlant de l'environnement marin. En outre, les différences et les inégalités entre les genres peuvent engendrer des inégalités entre les hommes et les femmes en matière d'état de santé et d'accès aux soins de santé. Toutefois, les normes et les valeurs liées au genre ne sont pas fixes et peuvent évoluer dans le temps. Elles peuvent varier considérablement d'un endroit à l'autre et sont susceptibles de changer (OMS, 2014). Néanmoins, un certain nombre de menaces pour la santé humaine provenant du milieu marin sont désormais identifiées :

- a) Augmentation de la propagation des agents pathogènes liés au réchauffement du climat (par exemple *Vibrio*). Il existe également des données probantes attestant de l'augmentation des efflorescences de certaines espèces d'algues nuisibles liées au réchauffement climatique dans certaines régions (Hinder et al., 2012; Vezzulli et al., 2016);
- b) Depuis peu, on considère les espèces non indigènes, parfois appelées espèces exotiques envahissantes, comme l'une des principales menaces pour les écosystèmes marins mondiaux en raison de leurs impacts sur la structure, la fonction et les services des écosystèmes (Galil, 2018). Un petit nombre d'espèces marines non indigènes toxiques ou venimeuses représentent des menaces potentielles pour la santé humaine. L'intensification des activités anthropiques, associée à l'urbanisation côtière croissante, entraîne des changements complexes et fondamentaux dans les eaux côtières, notamment une augmentation des espèces exotiques. Certaines des espèces exotiques venimeuses et toxiques ont attiré l'attention des scientifiques, des hauts fonctionnaires, des médias et de la population en raison de leur impact manifeste sur la santé humaine.

Rien qu'en Méditerranée, 10 espèces non indigènes sont considérées comme présentant des risques pour la santé humaine, allant de la nuisance au décès (Galil, 2018). Les risques pour la santé humaine des espèces non indigènes devraient s'aggraver en raison des changements climatiques. L'afflux vers les pôles de biote d'eau chaude leur permet de se propager dans des régions encore non colonisées;

- c) Une autre menace pour la santé a été récemment identifiée, à savoir le rôle potentiel des déchets marins en plastique comme vecteur d'agents pathogènes humains opportunistes et de micro-organismes résistants aux antibiotiques (Barboza et al., 2018; Harrison et al., 2018; Imran et al., 2019). Diverses bactéries pathogènes se fixent particulièrement et fortement aux déchets plastiques (par exemple *Vibrio cholerae* et certaines souches d'*Escherichia coli*). Ces agents pathogènes humains peuvent coloniser les surfaces plastiques de biofilms stables. La compréhension scientifique et médicale de cette menace sanitaire que constitue la pollution plastique est insuffisante, mais elle est traitée comme un aspect supplémentaire du problème des déchets marins abordé au chapitre 12. Un grave problème pourrait survenir dans des zones très polluées à la suite de catastrophes naturelles, de crises climatiques ou d'épidémies, ou dans des zones de conflit (Vethaak et Leslie, 2016; Keswani et al., 2016; Galloway et al., 2017; Leonard et al., 2018a, 2018b; Moore et al., 2014).

Dans un contexte général, de nouveaux projets multinationaux et interdisciplinaires abordent désormais certaines de ces questions, notamment :

- a) Le projet « Seas, Oceans and Public Health in Europe » financé par l'Union européenne [Union européenne (UE), 2020], qui a élaboré une « feuille de route pour la recherche » afin d'aider les scientifiques à rassembler des preuves et à éclairer les politiques visant à améliorer et à protéger la santé humaine et la santé de l'environnement marin;

- b) Le programme « Blue Communities », programme de renforcement des capacités de recherche pour la planification marine en Asie de l'Est et du Sud-Est, qui comprend un projet visant à évaluer les avantages et les risques de la vie côtière associés aux changements environnementaux, démographiques et climatiques¹.

3. Santé des membres des communautés côtières en comparaison avec celles des communautés de l'intérieur des terres

La majorité des études comparant la santé des communautés côtières à celle des communautés intérieures se sont jusqu'à présent limitées aux pays développés. Les éléments de preuve en matière de santé physique et de santé mentale diffèrent. En ce qui concerne la santé physique, des sources provenant d'Australie (Ball et al., 2007), de Nouvelle-Zélande (Witten et al., 2008), des États-Unis (Gilmer et al., 2003) et du Royaume-Uni (White et al., 2013) prouvent que le fait de vivre dans un environnement côtier incite à pratiquer davantage une activité physique récréative. Des preuves indiquent que cette activité supplémentaire peut se traduire par un poids plus sain. Cependant, même chez les enfants vivant sur la côte (Wood et al., 2016), la plupart de ces preuves sont équivoques (Bell et al., 2019). Le réexamen des réponses à une question posée dans le cadre du recensement de 2001 en Angleterre et au Pays de Galles a montré qu'une proportion nettement plus élevée de personnes vivant dans les zones côtières déclarait être en bonne santé. L'effet peut être plus prononcé dans les groupes plus défavorisés sur le plan socioéconomique (Wheeler et al., 2012). En Belgique, une enquête récente a conclu que les personnes vivant à moins de 5 km de la côte déclaraient être dans un meilleur état de santé général que celles vivant entre 50 et 100 km de celle-ci (Hooyberg et al., 2020).

En ce qui concerne la santé mentale, de plus en plus d'éléments indiquent que le fait de vivre dans un environnement côtier, de s'y rendre fréquemment ou simplement d'avoir une vue sur la côte depuis son domicile est associé à une plus grande satisfaction dans

la vie (Brereton et al., 2008) ainsi qu'à une diminution du risque d'anxiété et de dépression (Nutsford et al., 2016; White et al., 2013; Wyles et al., 2019).

En matière de santé humaine, les différences entre les zones côtières et les zones intérieures peuvent être attribuées à des causes autres que la proximité de la mer. Le statut socioéconomique a un effet majeur sur la santé en général (Marmot et Wilkinson, 2005) et lorsqu'il existe des différences de prospérité économique entre les zones côtières et les zones intérieures, les différences de santé humaine entre ces zones peuvent être partiellement imputables à ces différences économiques, plutôt qu'aux bienfaits directs de la proximité de l'océan pour la santé (Li et Zhu, 2006). Cependant, il est souvent difficile d'interpréter la relation très complexe entre la prospérité économique et la santé en raison de la pléthore de potentiels facteurs interdépendants (Sachs et al., 2001).

L'un des principaux défis consiste à déterminer comment chaque communauté côtière peut améliorer sa résilience face aux changements sociodémographiques et au nombre croissant de phénomènes météorologiques extrêmes et de menaces environnementales. Les faits indiquent que les politiques favorisant l'environnement et la santé présentent des avantages. Cependant, toute réponse politique est compliquée par le fait que la diversité des communautés côtières signifie qu'il est très peu probable de trouver une solution universelle (Depledge et al., 2017; Li et Zhu, 2006; Sachs et al., 2001).

¹ Voir www.blue-communities.org/About_the_programme.

4. Effets de l'exposition à l'eau de mer contaminée

Bon nombre des principales activités liées au tourisme et aux loisirs côtiers impliquent un contact avec l'eau de mer, les plus courantes étant les sports de pagaie, la natation, la navigation de plaisance, le surf, la pêche sportive et la plongée. Les pêcheurs et les marins sont également en contact avec l'eau de mer dans le cadre de leur travail. Ce contact présente un risque d'exposition à des agents pathogènes, y compris des toxines algales, que ce soit par l'eau ou par les aérosols marins. Le rejet des eaux usées municipales dans la mer est devenu une pratique courante, et pendant bien longtemps, on ne s'est guère préoccupé de l'effet des agents pathogènes présents dans les eaux usées sur la santé humaine. On pensait que l'ampleur de la dispersion des eaux usées dans les volumes considérablement plus importants d'eau de mer réduisait les risques par un phénomène de dilution (Sullivan, 1971). Cependant, l'inquiétude allant croissant, des mesures furent adoptées, notamment en Europe, telles que la directive concernant la qualité des eaux de baignade [Communauté économique européenne (CEE), 1975].

Des études menées en de nombreux lieux ont permis de déterminer précisément l'ampleur du risque pour la santé humaine d'un contact avec de l'eau de mer contenant des agents pathogènes, comme certaines souches d'*Escherichia coli*, bactérie que l'on trouve couramment dans l'intestin des animaux à sang chaud (Zmirou et al., 2003; Wade et al., 2006). Par exemple, une étude épidémiologique majeure a été menée en 1992 dans la ville chinoise de Hong Kong. Pour cette étude, 25 000 amateurs de plage ont été interrogés afin d'établir les effets sur la santé de l'exposition aux eaux de baignade. Les résultats ont indiqué que l'incidence totale des symptômes de maladies liées à la natation était de 41 pour 1 000 personnes interrogées, soit une incidence supérieure aux 30 pour 1 000 constatés en 1987. Les symptômes oculaires, cutanés et respiratoires étaient 2 à 20 fois plus fréquents chez les nageurs que chez les autres (Kueh, 1995).

De la même manière, une étude menée pendant les grandes vacances de 1998 dans la ville

espagnole de Santander indiquait que 7,5 % des 1 858 baigneurs étudiés avaient signalé une fièvre ou des symptômes respiratoires, gastro-intestinaux, oculaires ou auriculaires dans les sept jours, et ce, dans des eaux répondant aux normes réglementaires en vigueur (Prieto, 2001). Une étude similaire a été menée auprès de 654 surfeurs pendant les saisons hivernales de 2013 à 2015 à San Diego, dans l'état américain de Californie, où la qualité des eaux côtières a été affectée par de fortes pluies (qui entraînent généralement une augmentation du ruissellement ou du rejet de contaminants). L'étude examinait l'incidence des maladies gastro-intestinales, des infections des sinus, des otites et des blessures infectées dans les trois jours suivant plus de 10 000 sessions de surf. Elle concluait que l'incidence de ces troubles avait augmenté, passant de 26 % à 105 % (selon les types de plaintes) après des sessions de surf par temps sec, par rapport aux périodes où les personnes étudiées ne surfaient pas. Après de fortes pluies et l'augmentation subséquente du ruissellement de surface, l'incidence des maladies après les sessions de surf a encore augmenté de 26 à 102 points de pourcentage par rapport aux périodes sans surf (Arnold et al., 2017). L'eau de mer contaminée par les eaux usées contient toute une série de pathogènes microbiens et les personnes exposées peuvent présenter divers symptômes de maladies, tels que des éruptions cutanées, des conjonctivites, des infections des sinus et plus particulièrement des gastro-entérites (Harder-Lauridsen et al., 2013). Les fortes précipitations associées aux changements climatiques devraient être de plus en plus fréquentes dans certaines régions. Les implications futures pour la santé humaine à l'échelle mondiale pourraient donc être considérables, en particulier dans les régions qui ne disposent pas de réseaux d'assainissement efficaces ou dont les réseaux d'assainissement actuels ne sont pas en mesure de contenir l'excès de ruissellement, rejetant ainsi les eaux d'égout brutes (Harder-Lauridsen et al., 2013). Avec les changements climatiques, l'augmentation de la fréquence et de la gravité des inondations fluviales et côtières entraînant le rejet

d'eaux d'égout brutes et l'écoulement de matières fécales animales, vecteur de maladies, peut également représenter un problème de santé par la transmission d'agents microbiens infectieux émergents, comme ce fut le cas pour la pandémie de COVID-19 (Seneviratne et al., 2012).

L'impact global de la mauvaise qualité de l'eau a été examiné dans le cadre d'une étude menée par le Groupe mixte d'experts sur les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin (GESAMP) et l'OMS. Sur la base des estimations mondiales du nombre de touristes qui se baignent et des estimations de l'OMS des risques relatifs à différents niveaux de contamination, l'étude a estimé que la baignade dans des mers polluées provoque quelque 250 millions de cas de gastro-entérites et de maladies des voies respiratoires supérieures chaque année, et que certaines des personnes touchées seraient handicapées à long terme. Si l'on additionne le nombre total d'années de vie en bonne santé perdues pour cause de maladie, d'invalidité et de décès, la charge mondiale de morbidité due aux baignades dans l'eau de mer contaminée s'élève à quelque 400 000 années de vie corrigées de l'incapacité (mesure standard du temps perdu à cause d'un décès prématuré et du temps passé en incapacité à cause de la maladie), un chiffre comparable aux conséquences mondiales de la diphtérie et de la lèpre. Le GESAMP et l'OMS ont estimé que le coût mondial pour la société à environ 1,6 milliard de dollars par an (GESAMP, 2001). En outre, les efflorescences algales nocives ou toxiques peuvent induire de graves maladies neurologiques et avoir des répercussions financières importantes (Bechard, 2020; Diaz et al., 2019).

Les polluants les plus courants sont généralement de source humaine ou animale. Les matières fécales humaines présentes dans les masses d'eau constituent la plus grande menace pour la santé publique. Les humains sont en effet des réservoirs de nombreuses bactéries, parasites et virus dangereux pour les autres humains et pouvant entraîner diverses maladies. Les débordements d'eaux usées et les fuites de fosses septiques résidentielles

sont souvent à l'origine d'un grand nombre de problèmes. Le ruissellement des terres agricoles peut également représenter un grave problème de santé, car les matières fécales des animaux d'élevage peuvent contenir des agents pathogènes, notamment divers virus, cryptosporidium, *Escherichia coli* et salmonelles. Les excréments des animaux de compagnie sur les plages peuvent également constituer une menace pour la santé humaine [Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2017; Moore et al., 2014; Woods Hole Oceanographic Institution (WHOI), 2020].

L'exposition à l'eau de mer contaminée affecte donc la santé des personnes qui profitent de loisirs en bord de mer, et nuit au tourisme et aux loisirs côtiers. Rassemblant les travaux scientifiques dans ce domaine, l'OMS a publié en 2003 des *Directives pour la sécurité des eaux de baignade : Eaux côtières et eaux douces* (OMS, 2003). Plus récemment, elle a préparé, avec le soutien de l'Union européenne, des recommandations sur les avancées scientifiques, analytiques et épidémiologiques concernant les paramètres de qualité des eaux de baignade, en particulier en Europe (OMS, 2018). Elle a indiqué que les recommandations serviront de base à la révision des directives de 2003 (OMS, 2020). Toutefois, la réalisation de ces normes nécessite une planification et des infrastructures adéquates. Même quand des efforts considérables sont déployés, comme dans certaines régions de l'Inde, pour installer des systèmes de traitement des eaux usées fonctionnels, des problèmes persistent. Par exemple, à Goa, haut lieu touristique, le nombre de bactéries coliformes fécales a dépassé les normes applicables sur les dix plages surveillées [Goa State Pollution Control Board (GSPCB), 2019].

La surveillance des eaux de baignade n'atteindra pas son objectif d'amélioration de la santé publique sans améliorer sa communication publique des résultats afin qu'ils soient facilement compréhensibles. La législation actuelle de l'Union européenne sur les eaux de baignade (UE, 2006) prévoit des moyens normalisés pour faire connaître les résultats de la surveillance requise. On trouve des systèmes

similaires dans divers États australiens [New South Wales Department of Planning, Industry and Environment (NSW-DPIE), 2020; South Australia Environment Protection Agency (SA-EPA), 2020 et aux États-Unis (WHOI, 2020)].

Les changements climatiques pourraient influencer sur la prévalence des infections microbiennes (Deeb et al., 2018; Konrad et al., 2017). Par exemple, l'augmentation des infections à *Vibrio vulnificus* et *Vibrio parahaemolyticus*,

toutes deux topiques, et des infections dues à l'ingestion de fruits de mer (huîtres), a été décrite en relation avec les changements climatiques, avec une augmentation globale des cas ainsi que de nouveaux cas détectés dans des zones de haute latitude qui n'étaient pas touchées auparavant; le nombre de jours au-dessus du seuil de température minimum y est en effet supérieur (Vezzulli et al., 2016).

5. Problèmes de santé humaine causés par les ressources alimentaires tirées de la mer

De nombreux aspects des produits alimentaires provenant de la mer peuvent affecter la santé humaine. Certains problèmes sont dus à des polluants (comme le mercure) ou à des agents pathogènes (souvent issus des eaux usées et des eaux de ballast) rejetés dans la mer et absorbés par les plantes, les poissons et les crustacés prélevés pour la consommation humaine (Takahashi et al., 2008). D'autres sont le résultat de toxines générées par divers biotes de la mer, ou de virus qui y sont présents, et absorbés par certains poissons et crustacés (voir chap. 10 et 11).

Selon l'OMS, le mercure est l'une des 10 substances les plus toxiques pour la santé humaine (OMS, 2013). L'une des principales formes de mercure auxquelles l'être humain est exposé est le méthylmercure organique (MeHg). Le brûlage de combustibles fossiles est la principale source de mercure inorganique en mer (voir chap. 11). Ce mercure est converti en MeHg par des microbes dans le milieu aquatique, où il se bioaccumule dans les réseaux alimentaires. Chez l'être humain, la consommation de fruits de mer est la principale source d'exposition au MeHg. Celui-ci est une neurotoxine particulièrement nocive pour le développement du cerveau du fœtus. Un grand nombre de recherches ont démontré un lien entre l'exposition in utero au MeHg et la neurotoxicité développementale (par exemple,

des déficits de la motricité fine, du langage et de la mémoire) chez les populations qui consomment régulièrement des fruits de mer. Un examen des études menées dans 43 pays a montré que les biomarqueurs moyens mis en commun suggéraient un apport de MeHg qui était :

- a) Plusieurs fois supérieur au niveau de référence de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et de l'OMS pour la consommation dans les populations côtières et des rives consommant du poisson et vivant à proximité de petites installations d'extraction d'or²;
- b) Nettement supérieur au niveau de référence chez les consommateurs de mammifères marins des régions arctiques;
- c) Proche du niveau de référence dans les régions côtières de l'Asie du Sud-Est, du Pacifique occidental et de la Méditerranée.

Bien que les deux premiers groupes présentent un risque de neurotoxicité plus élevé que le dernier, les régions côtières de l'Asie du Sud-Est sont très peuplées. Dans ces trois domaines, de nombreux échantillons ont montré des niveaux d'absorption de MeHg supérieurs à la valeur de référence (Sheehan et al., 2014). Tout en reconnaissant la menace du MeHg, d'autres experts affirment qu'il est également important de trouver un équilibre

² Le niveau de référence FAO/OMS est de 2 microgrammes par gramme, niveau qui n'est pas considéré comme présentant un risque tangible (OMS, 2008).

entre les bienfaits des lipides tirés du poisson et les risques qui peuvent survenir quand on envisage d'intégrer le poisson dans le régime alimentaire des mères et de leurs enfants (Myers et al., 2015). Certaines espèces de poissons ont été identifiées comme présentant un risque d'exposition au MeHg plus élevé que d'autres (par exemple, le MeHg se bioamplifie dans la chaîne alimentaire aquatique et les grands poissons prédateurs, tels que le requin, l'espadon, le maquereau roi et certaines espèces de thon). Par conséquent, faire les bons choix en matière de consommation de poisson peut entraîner une augmentation des bienfaits de la consommation de produits de la mer tout en diminuant le risque potentiel (Silbernagel et al., 2011).

La contamination des fruits de mer due à la présence d'hormones, d'antibiotiques et de polluants organiques persistants, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les biphényles polychlorés, continue de représenter un danger pour la santé humaine (Binelli et Provini, 2003; Chen et al., 2015; Lu et al., 2018; Commission européenne, 2000). Récemment reconnue, la contamination de l'océan par les nanomatériaux et les microplastiques est une nouvelle source d'inquiétude, non seulement en raison des potentielles retombées écologiques, mais aussi du risque de compromettre la sécurité alimentaire, la sûreté des aliments et, partant, la santé humaine. La présence de nanomatériaux et de microplastiques dans les animaux marins utilisés pour l'alimentation humaine est désormais un phénomène mondial émergent qui nécessite des recherches supplémentaires pour déterminer s'il existe un risque pour la santé humaine (Chang et al., 2020; Galloway et al., 2017; Mossman et al., 2007; Numan et al., 2015; Sforzini et al., 2020; Smith et al., 2018; Stapleton, 2019; Stern et al., 2012; Vethaak et Leslie, 2016; Von Moos et al., 2012). Les nanoparticules de combustion sont absorbées dans les cellules par endocytose et s'accumulent dans les lysosomes. Cette surcharge des lysosomes y entraîne une perméabilisation de la membrane, avec pour résultat la libération de fer intralysosomal. Les lésions cellulaires oxydatives consécutives engendrent quant à elles un stress oxydatif, qui endommage à son tour les tissus et les

organes (Moore, 2020; Numan et al., 2015; Stern et al., 2012; Sforzini et al., 2020; Von Moos et al., 2012). On craint maintenant que d'autres nanoparticules, notamment les nanoplastiques et les microplastiques, se comportent de la même manière (Boverhof et al., 2015; Von Moos et al., 2012).

Les coquillages sont le principal vecteur des maladies causées par les agents pathogènes rejetés à la mer. Par exemple, la concentration de ces agents pathogènes dans les huîtres peut être jusqu'à 99 fois supérieure à celle de l'eau environnante (Burkhardt et Calci, 2000; Morris et Acheson, 2003; Motes et al., 1994; Vezzulli et al., 2016). Les agents pathogènes viraux les plus souvent impliqués étaient les norovirus (83,7 %) et le virus de l'hépatite A (12,8 %) (Bellou et al., 2013). Il n'existe pas de base de données mondiale sur les épidémies de ce type. Toutefois, une enquête sur les épidémies signalées entre 1980 et 2012 a permis de recenser environ 368 épidémies virales transmises par les mollusques et les crustacés. La majorité d'entre elles se trouvaient en Asie de l'Est, dont plus de la moitié au Japon, suivie par l'Europe, les Amériques, l'Océanie et l'Afrique. Outre les agents pathogènes transmis par les eaux usées, des toxines (par exemple, les yessotoxines, les brevétoxines et les ciguatoxines) peuvent être produites par des algues toxiques (par exemple, les dinoflagellés), souvent dans des concentrations relativement faibles (par exemple, 200 cellules/l pour l'espèce *Alexandrium*) et ne sont pas nécessairement limitées aux efflorescences algales (voir chap. 10 pour les causes de ces efflorescences et les bases de données des Centers for Disease Control and Prevention des États-Unis). Les toxines des algues peuvent entrer dans le réseau alimentaire et sont souvent présentes dans les crustacés et les poissons. Leur consommation par les êtres humains peut donc provoquer des maladies. Les effets des toxines algales sur la santé ne se limitent pas aux maladies et aux décès par empoisonnement, mais comprennent également les répercussions sanitaires de la perte de coquillages et d'autres pêcheries qui doivent être fermées pour protéger les populations contre l'empoisonnement, et la perturbation des écosystèmes causée par la mort

des poissons et des prédateurs supérieurs qui ingèrent les algues ou les toxines que celles-ci produisent. De nombreux cas d'efflorescences algales toxiques sont signalés chaque année, dans toutes les régions du monde, et leur nombre ne cesse de croître. Cette augmentation est en partie imputable à l'amélioration de l'observation et de l'enregistrement, mais des éléments de preuve fiables démontrent une réelle augmentation de l'incidence de ces efflorescences problématiques due à de nombreux facteurs interdépendants, notamment l'augmentation des températures de la mer, l'apport accru de nutriments dans l'océan, le transfert d'espèces non indigènes par la navigation et les modifications de l'équilibre des nutriments dans la mer (Hinder et al., 2012). Des systèmes d'alerte sanitaire pourraient être déployés dans les zones à haut risque, en associant les autorités de santé publique, les planificateurs, les responsables de services publics et les concepteurs d'infrastructures.

Des programmes de surveillance et de gestion efficaces sont toutefois en place dans certaines régions « à risque » pour empêcher que de telles toxines ne se retrouvent dans les produits de la mer commercialisés (Anderson, 2009; Anderson et al., 2001; voir chap. 10). Ces programmes sont basés sur des recherches rigoureuses en matière de développement et de validation de méthodes, ainsi que sur la compréhension des modèles temporels et spatiaux des algues toxiques et la connaissance de leur transfert aux êtres humains.

Les efflorescences algales toxiques sont des phénomènes complexes et de nombreuses disciplines différentes doivent être impliquées pour trouver un moyen de traiter les problèmes qu'elles causent, allant de la biologie moléculaire et cellulaire aux enquêtes de terrain à grande échelle, en passant par la modélisation numérique et la télédétection [Commission océanographique intergouvernementale de l'Organisation des Nations

Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO-COI), 2017]. Parmi les autres toxines biogènes préoccupantes pour la santé et non produites par les efflorescences algales figurent les cyanotoxines produites par les cyanobactéries, les tétrodotoxines produites par les bactéries symbiotiques, qui sont utilisées par les métazoaires comme biotoxine défensive pour éloigner les prédateurs ou comme venin à la fois défensif et offensif, ainsi que les palytoxines, de puissants vasoconstricteurs présentant des risques pour l'être humain principalement par l'exposition au corail (Bane et al., 2014; Ramos et Vasconcelos, 2010; Zanchett et Oliveira-Filho, 2013). Les êtres humains qui consomment des mollusques contaminés par des brevéttoxines, produites par certaines espèces de plancton, courent un risque élevé de développer une intoxication neurotoxique par les mollusques. On signale également des affections cutanées résultant du contact avec de l'eau contaminée par la brevéttoxine et des maladies respiratoires dues aux aérosols de brevéttoxine, en particulier chez les personnes asthmatiques vulnérables (Hoagland et al., 2009). Les métabolites de la brevéttoxine présents dans les mollusques peuvent également présenter différents profils de toxicité (Turner et al., 2015). Les tétrodotoxines, produites par certaines espèces de bactéries, et les ciguatoxines, produites par certaines espèces de plancton, peuvent s'accumuler dans les poissons et autres fruits de mer, et sont toxiques lorsqu'elles sont consommées. Ces types de toxines biogènes étaient auparavant associés aux eaux tropicales, mais on en trouve désormais dans les zones tempérées (Rodriguez et al., 2008; Silva et al., 2015a, 2015b). Les coûts sociaux de l'ensemble de ces maladies peuvent être considérables, et les coûts estimés liés aux maladies dues aux efflorescences algales toxiques dans un seul comté de Floride, aux États-Unis, s'élevaient entre 0,5 et 4 millions de dollars (Hoagland et al., 2009).

6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Les lacunes en matière de connaissances concernent principalement :

- a) Les moyens par lesquels l'océan peut produire des bénéfices pour la santé grâce à sa proximité, à l'offre de produits pharmaceutiques d'origine marine et au développement de nouveaux produits de la mer, et dans quelle mesure;
- b) La mesure dans laquelle les menaces océaniques affectent la santé humaine dans différentes parties du monde : par exemple, la manière dont les vecteurs marins peuvent transmettre des agents pathogènes à l'être humain; l'ampleur et la localisation des maladies dues à la baignade dans des eaux contaminées et aux produits de la mer, et l'ampleur de la contamination des poissons et des crustacés;
- c) Les inégalités socioéconomiques et entre les genres en matière d'environnement et de santé humaine, y compris les risques pour la santé des enfants et d'autres groupes vulnérables résultant de mauvaises conditions environnementales, de travail et de vie (en particulier le manque d'eau et d'assainissement) (Moore et al., 2013, 2014; OMS, 2014);
- d) La charge des maladies non transmissibles, en particulier dans la mesure où elle peut être réduite par des politiques adéquates dans des domaines tels que le développement urbain, les transports, la sécurité alimentaire et la nutrition, et les environnements de vie et de travail (Moore et al., 2013, 2014);
- e) Les mécanismes par lesquels de nouvelles menaces pour la santé peuvent surgir de l'océan : par exemple, le rôle des nanomatériaux (y compris les particules de combustion) et des nanoplastiques et microplastiques, et l'ampleur de l'exposition humaine à ces substances (Galloway et al., 2017; Mossman et al., 2007; Numan et al., 2015; Sforzini et al., 2020; Stapleton, 2019; Stern et al., 2012; Vethaak et Leslie, 2016; Von Moos et al., 2012; Wright et Kelly, 2017) ainsi que les conditions dans lesquelles

les efflorescences algales peuvent devenir toxiques (voir chap. 10);

- f) Les évaluations empiriques des effets socio-économiques et sanitaires des zones marines protégées sont rares. Ban et al. (2019) révèlent que la plupart des études sur les résultats en matière de bien-être des zones marines protégées se concentrent sur les aspects économiques et de gouvernance, alors que les aspects sociaux, sanitaires et culturels sont mentionnés de manière superficielle. En outre, les plus grandes zones marines protégées sont situées loin des habitations humaines [comme Marae Moana (Îles Cook), la réserve marine de la mer de Ross (Antarctique), le monument marin national de Papahānaumokuākea (Hawaï), le monument marin national des îles lointaines du Pacifique (États-Unis), et le parc de la mer de Corail (Australie)], alors que dans la Méditerranée densément peuplée, les zones marines protégées faisant l'objet d'une protection totale, et pouvant vraisemblablement présenter des avantages pour la santé, ne constituent que 0,06 % de la zone économique exclusive des pays (Kersting et al., 2020);
- g) Les incidences des changements climatiques sur la santé et l'environnement (OMS, 2014).

Les efforts déployés pour traiter ces questions doivent inclure une recherche interdisciplinaire. Pour mener à bien cette dernière et en appliquer les résultats, il conviendra de renforcer les capacités. Cela nécessite à la fois la formation et le maintien en poste du personnel spécialisé, ainsi que la mise à disposition et le financement des infrastructures nécessaires. Les efforts pour traiter les causes de la mauvaise santé liée à l'océan doivent également comprendre la mise en place d'infrastructures adéquates et le déploiement de personnel qualifié, notamment une gestion rationnelle sur le plan écologique des produits chimiques et de l'ensemble des déchets tout au long de leur cycle de vie, la gestion intégrée des ressources en eau et l'analyse des aliments récoltés (objectif de développement durable n° 12).

7. Perspectives

Une meilleure connaissance des liens entre l'océan et la santé humaine contribuera à améliorer les interventions visant à protéger la santé humaine contre les menaces et à accroître les avantages sanitaires que l'être humain tire de la mer. L'amélioration des capacités dans le monde entier, notamment en

matière de gestion efficace des zones marines protégées [Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), 2017], permettra de traiter les problèmes de santé humaine que pose la mer de manière plus universelle.

Références

- Anderson, D.M. (2009). Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean & Coastal Management*, vol. 52, No. 7, 342. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.04.006>.
- Anderson, D.M., and others (2001). Monitoring and management strategies for harmful algal blooms in coastal waters, APEC #201-MR-01.1, Asia Pacific Economic Program, Singapore, and Intergovernmental Oceanographic Commission Technical Series No. 59, Paris.
- Arnold, Benjamin F., and others (2017). Acute illness among surfers after exposure to seawater in dry- and wet-weather conditions. *American Journal of Epidemiology*, vol. 186, No. 7, pp. 866–875.
- Asselman, Jana, and others (2019). Marine biogenics in sea spray aerosols interact with the mTOR signaling pathway. *Scientific Reports*, vol. 9, No.1, pp. 1–10.
- Ball, Kylie, and others (2007). Personal, social and environmental determinants of educational inequalities in walking: a multilevel study. *Journal of Epidemiology & Community Health*, vol. 61, No. 2, pp. 108–114.
- Ban, N., and others (2019). Well-being outcomes of marine protected areas. *Nature Sustainability*, vol. 2, No. 6, pp. 524–532.
- Bane, V., and others (2014). Tetrodotoxin: chemistry, toxicity, source, distribution and detection. *Toxins*, vol. 6, No. 2, pp. 693–755.
- Barboza, Luís Gabriel Antão, and others (2018). Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 133, pp. 336–348.
- Bechard, A. (2020). Harmful Algal Blooms and Tourism: The economic impact to counties in Southwest Florida. *Review of Regional Studies*. vol. 50, No. 2:12705.
- Bell, S., and others (2019). The shadows of risk and inequality within salutogenic coastal waters. In: Foley, R., and others (ed.) *Hydrophilia Unbounded: Blue Space, Health and Place*. Routledge, Taylor & Francis, Milton Park, United Kingdom.
- Bellou, M., and others (2013). Shellfish-borne viral outbreaks: a systematic review. *Food and Environmental Virology*, vol. 5, No.1, pp. 13–23.
- Berdalet, Elisa, and others (2016). Marine harmful algal blooms, human health and wellbeing: challenges and opportunities in the 21st century. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 96, pp. 61–91.
- Berdalet, E., and others (2017). Harmful algal blooms in benthic systems: Recent progress and future research. *Oceanography*, vol. 30, No. 1, pp. 36–45.
- Binelli, A., and Provini, A. (2003). POPs in edible clams from different Italian and European markets and possible human health risk. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 46, No. 7, pp. 879–886.
- Borja, Angel, and others (2020). Moving toward an agenda on ocean health and human health in Europe. *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, art. 37.

- Boverhof, D.R., and others (2015). Comparative assessment of nanomaterial definitions and safety evaluation considerations. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 73, pp. 137–150.
- Brereton, Finbarr, and others (2008). Happiness, geography and the environment. *Ecological Economics*, vol. 65, No. 2, pp. 386–396.
- Burkhardt, William, and Kevin R. Calci (2000). Selective accumulation may account for shellfish-associated viral illness. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, No. 4, pp. 1375–1378.
- Chang, X.R., and others (2020). Potential health impact of environmental micro- and nanoplastics pollution. *Journal of Applied Toxicology*, vol. 40, pp. 4–15.
- Chen, H., and others (2015). Antibiotics in typical marine aquaculture farms surrounding Hailing Island, South China: occurrence, bioaccumulation and human dietary exposure. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 90, Nos. 1–2, pp. 181–187.
- Cherrie, M., and others (2015). Coastal climate is associated with elevated solar irradiance and higher 25(OH)D level. *Environment International*, vol. 77, pp.76–84.
- Deeb, R., and others (2018). Impact of climate change on *Vibrio vulnificus* abundance and exposure risk. *Estuaries and Coasts*, vol. 41, No. 8, pp. 2289–2303.
- Depledge, M., and others (2013). Changing views of the interconnections between the oceans and human health in Europe. *Microbial Ecology*, vol. 65, No. 4, pp. 852–859.
- Depledge, M., and others (2017). Future of the sea: health and wellbeing of coastal communities. United Kingdom Government Office for Science. 2017. <https://ore.exeter.ac.uk/repository/handle/10871/31606>.
- Depledge, M., and others (2019). Time and tide: our future health and well-being depends on the oceans.
- Depledge, M., and William J. Bird (2009). The blue gym: health and wellbeing from our coasts. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 58, No. 7, p. 947.
- Diaz, R.E., and others (2019). Neurological illnesses associated with Florida red tide (*Karenia brevis*) blooms. *Harmful Algae*, vol. 82, pp. 73–81.
- Ercolano, G., and others (2019). New drugs from the sea: pro-apoptotic activity of sponges and algae derived compounds. *Marine Drugs*, vol. 17, No. 1, 31. <https://doi.org/10.3390/md17010031>.
- European Commission (2000). Towards the establishment of a priority list of substances for further evaluation of their role in endocrine disruption. https://ec.europa.eu/environment/archives/docum/pdf/bkh_main.pdf.
- European Economic Community (1975). *Council Directive 76/160/EEC of 8 December 1975 Concerning the Quality of Bathing Water*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=celex:31976L0160>.
- European Union (2006). *Directive 2006/7/EC Concerning the Management of Bathing Water Quality and Repealing Directive 76/160/EEC*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006L0007&from=GA>.
- _____ (2020). *About Seas, Oceans & Public Health in Europe*. <https://sophie2020.eu/about>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2017). *Water Pollution from Agriculture: A Global Review*. Rome: FAO and Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute on behalf of the Water Land and Ecosystems research programme.
- Fleming, Lora E., and others (2014). Oceans and human health: a rising tide of challenges and opportunities for Europe. *Marine Environmental Research*, vol. 99, pp. 16–19.
- Fleming, Lora E., and others (2019). Fostering human health through ocean sustainability in the 21st century. *People and Nature*, vol. 1, No. 3, pp. 276–283.

- Gaibor, Nikita, and others (2020). Composition, abundance and sources of anthropogenic marine debris on the beaches from Ecuador – A volunteer-supported study. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 154, 111068. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111068>.
- Galil, Bella (2018). Poisonous and venomous: marine alien species in the Mediterranean Sea and human health. In *Invasive Species and Human Health*, G. Mazza and E. Tricarico, eds., pp. 1–15. Wallingford, United Kingdom: CABI.
- Galloway, Tamara S., and others (2017). Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No.5, p. 0116. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>.
- Gascon, Mireia, and others (2017). Outdoor blue spaces, human health and well-being: a systematic review of quantitative studies. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 220, No. 8, pp. 1207–21. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.08.004>.
- Giles, Sarah (2013). Green space is great, but blue might be better.... 2013. http://blogs.royalsociety.org/in-verba/2013/04/09/blue_space.
- Gilmer, Mary Jo, and others (2003). Youth characteristics and contextual variables influencing physical activity in young adolescents of parents with premature coronary heart disease. *Journal of Pediatric Nursing*, vol. 18, No. 3, pp. 159–168.
- Goa State Pollution Control Board (GSPCB) (2019). *Annual Report 2017/18*. http://goaspcb.gov.in/Media/Default/Annual%20Report%20uploads/GSPCB_2017-2018.pdf.
- Harder-Lauridsen, Nina Majlund, and others (2013). Gastrointestinal illness among triathletes swimming in non-polluted versus polluted seawater affected by heavy rainfall, Denmark, 2010–2011. *PLoS One*, vol. 8, No. 11.
- Harrison, Jesse P., and others (2018). Microplastic-associated biofilms: a comparison of freshwater and marine environments. In *Freshwater Microplastics*, M. Wagner and S. Lambert, eds., pp.181–201. Cham, Switzerland: Springer.
- Hinder, S.L., and others (2012). Changes in marine dinoflagellate and diatom abundance under climate change. *Nature Climate Change*. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1388>.
- Hoagland, Porter, and others (2009). The costs of respiratory illnesses arising from Florida Gulf Coast *Karenia brevis* blooms. *Environmental Health Perspectives*, vol. 117, No. 8, pp. 1239–1243.
- Hooyberg, Alexander, and others (2020). General health and residential proximity to the coast in Belgium: Results from a cross-sectional health survey. *Environmental Research*, vol. 184, art. 109225.
- Hosomi, R., and others (2012). Seafood consumption and components for health. *Global Journal of Health Science*, vol. 4, No. 3, pp. 72–86.
- Imran, Md., and others (2019). Co-selection of multi-antibiotic resistance in bacterial pathogens in metal and microplastic contaminated environments: an emerging health threat. *Chemosphere*, vol. 215, pp. 846–857.
- Intergovernmental Oceanographic Commission of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO-IOC) (2017). *Global Ocean Science Report: The Current Status of Ocean Science around the World*. Luis Valdés and others, eds. Paris: UNESCO Publishing.
- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) (2001). *Protecting the oceans from land-based activities – Land-based sources and activities affecting the quality and uses of the marine, coastal and associated freshwater environment*. Rep. Stud. GESAMP No. 71, UNEP Nairobi.
- Kersting, D., and others (2020). The efficiency of full protection in MPAs. MedPAN. Marseille, France.
- Keswani, Anisha, and others (2016). Microbial hitchhikers on marine plastic debris: human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Marine Environmental Research*, vol. 118, pp. 10–19.

- Konrad, S., and others (2017). Remote sensing measurements of sea surface temperature as an indicator of *Vibrio parahaemolyticus* in oyster meat and human illnesses. *Environmental Health*, vol. 16, No. 92. <https://doi.org/10.1186/s12940-017-0301-x>.
- Kueh, C.S.W., and others (1995). Epidemiological study of swimming-associated illnesses relating to bathing-beach water quality. *Water Science and Technology*, vol. 31, Nos. 5–6, pp. 1–4.
- Lancet-Editorial (2009). What is health? The ability to adapt. *Lancet*, vol. 373 (9666):781. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(09\)60456-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(09)60456-6)
- Leonard, Anne F.C., and others (2018a). Exposure to and colonisation by antibiotic-resistant *E. coli* in UK coastal water users: Environmental surveillance, exposure assessment, and epidemiological study (Beach Bum Survey). *Environment International*, vol. 114, pp. 326–333.
- Leonard, Anne F.C., and others (2018b). Is it safe to go back into the water? a systematic review and meta-analysis of the risk of acquiring infections from recreational exposure to seawater. *International Journal of Epidemiology*, vol. 47, No. 2, pp. 572–586.
- Li, Hongbin, and Yi Zhu (2006). Income, income inequality and health: Evidence from China. WIDER Discussion Paper 2006/07. Helsinki: The United Nations University World Institute for Development Economics Research (UNU-WIDER). <http://hdl.handle.net/10419/84654>.
- Lindequist, U. (2016). Marine-Derived Pharmaceuticals – Challenges and Opportunities. *Biomolecules & Therapeutics*, vol. 24, No. 6, pp. 561–571.
- Liu, Huan, and others (2016). Health and climate impacts of ocean-going vessels in East Asia. *Nature Climate Change*, vol. 6, pp. 1037–1041.
- Lu, J., and others (2018). Occurrence, distribution, and ecological-health risks of selected antibiotics in coastal waters along the coastline of China. *Science of the Total Environment*, vol. 644, pp. 1469–1476.
- Marmot, Michael, and Richard Wilkinson, eds. (2005). *Social Determinants of Health*. 2nd ed. Oxford: Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198565895.001.0001>.
- Moore, Michael N. (2015). Do airborne biogenic chemicals interact with the PI3K/Akt/mTOR cell signalling pathway to benefit human health and wellbeing in rural and coastal environments? *Environmental Research*, vol. 140, pp. 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.03.015>.
- _____ (2020). Lysosomes, autophagy and hormesis in cell physiology, pathology and age-related disease. *Dose-Response*, vol. 18, No. 3. <https://doi.org/10.1177/1559325820934227>.
- Moore, Michael N. and others (2013). Oceans and Human Health (OHH): a European Perspective from the Marine Board of the European Science Foundation (Marine Board-ESF). *Microbial Ecology*, vol. 65, No. 4, pp. 889–900. <https://doi.org/10.1007/s00248-013-0204-5>.
- Moore, Michael N. and others (2014). *Linking Oceans and Human Health: A Strategic Research Priority for Europe*. Marine Board Position Paper 19. Ostend: European Marine Board.
- Morris, J.G., Jr., and D. Acheson, (2003). Cholera and other types of vibriosis: a story of human pandemics and oysters on the half shell. *Clinical Infectious Diseases*, vol. 37, No. 2, pp. 272–280.
- Mossman, B.T., and others (2007). Mechanisms of action of inhaled fibers, particles and nanoparticles in lung and cardiovascular diseases. *Particle and Fibre Toxicology*, vol. 4, No. 4. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-4-4>.
- Motes, M., and others (1994). Occurrence of toxigenic *Vibrio cholerae* O1 in oysters in Mobile Bay, Alabama: an ecological investigation. *Journal of Food Protection*, vol. 57, No. 11, pp. 975–980.
- Myers, Gary J., and others (2015). Methylmercury exposure and developmental neurotoxicity. *Bulletin of the World Health Organization*, vol. 93, pp. 132A–132B.

- New South Wales Department of Planning, Industry and Environment (NSW-DPIE) (2020). *Monitoring Beach Water Quality*. www.environment.nsw.gov.au/topics/water/beaches/monitoring-beach-water-quality.
- Numan, M.S., and others (2015). Impact of air pollutants on oxidative stress in common autophagy-mediated aging diseases. *International Journal of Environmental Research & Public Health*, vol. 12, pp. 2289–2305.
- Nutsford, Daniel, and others (2016). Residential exposure to visible blue space (but not green space) associated with lower psychological distress in a capital city. *Health & Place*, vol. 39, pp. 70–78.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2017). *Marine Protected Areas: Economics, Management and Effective Policy Mixes*, OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/9789264276208-en>.
- Pleijel, H., and others (2013). Surface Ozone in the Marine Environment—Horizontal Ozone Concentration Gradients in Coastal Areas. *Water Air Soil Pollution*, vol. 224, p. 1603. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1603-4>.
- Powell, T.M., and others (2019). Stress and coping in social service providers after Superstorm Sandy: An examination of a postdisaster psychoeducational intervention. *Traumatology*, vol. 25, No. 2, pp. 96–103. <https://doi.org/10.1037/trm0000189>.
- Prieto, M.D., and others (2001). Recreation in coastal waters: health risks associated with bathing in sea water. *Journal of Epidemiology & Community Health*, vol. 55, No. 6, pp. 442–447.
- Ramos Vitor, and Vitor Vasconcelos (2010). Palytoxin and analogs: biological and ecological effects. *Marine Drugs*, vol. 8, No. 7, pp. 2021–37.
- Robinson, Jake M., and others (2020). Let nature be thy medicine: a socioecological exploration of green prescribing in the UK. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 17, No. 3460. <https://doi.org/10.3390/ijerph17103460>.
- Rodriguez, Paula, and others (2008). First toxicity report of tetrodotoxin and 5, 6, 11-trideoxyTTX in the trumpet shell *Charonia lampas* in Europe. *Analytical Chemistry*, vol. 80, No. 14, pp. 5622–5629.
- Rook, Graham A. (2013). Regulation of the immune system by biodiversity from the natural environment: an ecosystem service essential to health. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 46, pp. 18360–18367.
- Ruskin, J., and others (2018). Lack of access to medical care during Hurricane Sandy and mental health symptoms. *Preventive Medicine Reports*, vol. 10, pp. 363–9.
- Sachs, Jeffrey D., and others (2001). The geography of poverty and wealth. *Scientific American*, vol. 284, No. 3, pp. 70–75.
- Seneviratne, Sonia I., and others (2012). Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. In: *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge, New York: Cambridge University Press, pp. 109–230.
- Sforzini, S., and others (2020). Effects of fullerene C₆₀ in blue mussels: role of mTOR in autophagy related cellular/tissue alterations. *Chemosphere*, vol. 246:125707. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125707>.
- Sheehan, Mary C., and others (2014). Global methylmercury exposure from seafood consumption and risk of developmental neurotoxicity: a systematic review. *Bulletin of the World Health Organization*, vol. 92, pp. 254–269.
- Silbernagel, Susan M., and others (2011). Recognizing and preventing overexposure to methylmercury from fish and seafood consumption: information for physicians. *Journal of Toxicology*, vol. 2011, ID 983072. <https://doi.org/10.1155/2011/983072>.

- Silva, Marisa, and others (2015a). Emergent toxins in North Atlantic temperate waters: A challenge for monitoring programs and legislation. *Toxins*, vol. 7, No. 3, pp. 859–885.
- Silva, Marisa, and others (2015b). First report of ciguatoxins in two starfish species: *Ophidiaster ophidianus* and *Marthasterias glacialis*. *Toxins*, vol. 7, No. 9, pp. 3740–3757.
- Smith, Madeleine, and others (2018). Microplastics in seafood and the implications for human health. *Current Environmental Health Reports*, vol. 5, No. 3, pp. 375–386.
- South Australia Environment Protection Agency (SA-EPA) (2020). *Beach Alert*. www.epa.sa.gov.au/data_and_publications/water_quality_monitoring/beach_water_advice.
- Stapleton P.A. (2019). Toxicological considerations of nano-sized plastics. *AIMS Environmental Science*, vol. 6, No. 5, pp. 367–378.
- Stern, S.T., and others (2012). Autophagy and lysosomal dysfunction as emerging mechanisms of nanomaterial toxicity. *Particle and Fibre Toxicology*, vol. 9, No. 20. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-9-20>.
- Sullivan, A.J. (1971). Ecological effects of sewage discharge in the marine environment. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, vol. 177, No. 1048, pp. 331–351.
- Takahashi, C.K., and others (2008). Ballast water: a review of the impact on the world public health. *Journal of Venomous Animals and Toxins Including Tropical Diseases*, vol. 14, No. 3, pp. 393–408.
- Tornero, V., and G. Hanke (2016). Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: a review with a focus on European seas. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 112, pp. 17–38.
- Turner, A.D., and others (2015). Potential threats posed by new or emerging marine biotoxins in UK waters and examination of detection methodology used in their control: brevetoxins. *Marine Drugs*, vol. 13, No. 3, pp. 1224–1254.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Valotto, Gabrio, and others (2015). Environmental and traffic-related parameters affecting road dust composition: a multi-technique approach applied to Venice area (Italy). *Atmospheric Environment*, vol. 122, pp. 596–608.
- Van Acker, Emmanuel, and others (2020). Aerosolizable marine phycotoxins and human health effects: in vitro support for the biogenics hypothesis. *Marine Drugs*, vol. 18, No. 1, art. 46.
- Vethaak, A. Dick, and Heather A. Leslie (2016). Plastic debris is a human health issue. *Environmental Science & Technology*, vol. 50, No. 13, pp. 6825–26. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02569>.
- Vezzulli, L., and others (2016). Climate influence on *Vibrio* and associated human diseases during the past half-century in the coastal North Atlantic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201609157. <https://doi.org/10.1073/pnas.1609157113>.
- Vom Saal, F.S., and others (2007). Chapel Hill bisphenol A expert panel consensus statement: integration of mechanisms, effects in animals and potential to impact human health at current levels of exposure. *Reproductive Toxicology*, vol. 24, No. 2, pp. 131–138.
- Von Moos, N., and others (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science & Technology*, vol. 46, pp. 11327–11335.
- Wade, Timothy J., and others (2006). Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. *Environmental Health Perspectives*, vol. 114, No. 1, pp. 24–28.
- Walker, Tony R., and others (2019). Environmental effects of marine transportation. In: *World Seas: An Environmental Evaluation*, 2nd edition, C. Sheppard, ed., Academic Press, pp. 505–530, chap. 27.
- Wan, Zheng, and others (2016). Three steps to a green shipping industry. *Nature*, vol. 530, pp. 275–277.

- Wheeler, Benedict W., and others (2012). Does living by the coast improve health and wellbeing? *Health & Place*, vol. 18, No. 5, pp. 1198–1201.
- White, Mathew P., and others (2013). Feelings of restoration from recent nature visits. *Journal of Environmental Psychology*, vol. 35, pp. 40–51.
- White, Mathew P., and others (2014). Coastal proximity and physical activity: is the coast an under-appreciated public health resource? *Preventive Medicine*, vol. 69, pp. 135–140.
- Winiger, P., and others (2019). Source apportionment of circum-Arctic atmospheric black carbon from isotopes and modeling. *Science Advances*, vol. 5, No. 2, eaau8052; <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau8052>.
- Witten, K., and others (2008). Neighbourhood access to open spaces and the physical activity of residents: a national study. *Preventive Medicine*, vol. 47, No. 3, pp. 299–303.
- Wood, Sophie L., and others (2016). Exploring the relationship between childhood obesity and proximity to the coast: a rural/urban perspective. *Health & Place*, vol. 40, pp. 129–136.
- Woods Hole Oceanographic Institution (WHOI) (2020). *Beach Closures*. www.whoi.edu/know-your-ocean/ocean-topics/pollution/beach-closures.
- World Health Organization (WHO) (2003). *Guidelines for Safe Recreational Water Environments: Coastal and Fresh Waters*. vol. 1. Geneva.
- _____ (2008). *Guidance for Identifying Populations at Risk from Mercury Exposure*. Geneva.
- _____ (2014). *Gender, climate change and health*. Geneva.
- _____ (2013). *Mercury and Health (Fact Sheet No. 361)*. Geneva.
- _____ (2018). *Guidelines for safe recreational water environments: Volume 1 – Coastal and Fresh Waters*. Geneva. www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/recreational/guidelines-for-safe-recreational-environments/en.
- _____ (2020). *Water Safety and Quality – Bathing Waters*.
- WHO-Regional Office for Europe (WHO-Europe) (1984). Health promotion: a discussion document on the concept and principles: summary report of the Working Group on Concept and Principles of Health Promotion, Copenhagen, 9–13 July 1984.
- _____ (2010). Parma Declaration on Environment and Health. In *Fifth Ministerial Conference on Environment and Health. Protecting Children's Health in a Changing Environment*. Parma, Italy. www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0011/78608/E93618.pdf?ua=1.
- Wright, Stephanie L., and Frank J. Kelly (2017). Plastic and human health: a micro issue? *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 12, pp. 6634–6647.
- Wyles, K.J., and others (2019). Are some natural environments more psychologically beneficial than others? The importance of type and quality on connectedness to nature and psychological restoration. *Environmental Behaviour*, vol. 51, pp. 111–143.
- Zanchett, Giliane, and Eduardo C. Oliveira-Filho (2013). Cyanobacteria and cyanotoxins: from impacts on aquatic ecosystems and human health to anticarcinogenic effects. *Toxins*, vol. 5, No. 10, pp. 1896–1917.
- Zmirou, Denis, and others (2003). Risks associated with the microbiological quality of bodies of fresh and marine water used for recreational purposes: summary estimates based on published epidemiological studies. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, vol. 58, No.11.

Cinquième partie
Tendances
concernant
les pressions
qui s'exercent
sur le milieu
marin

Chapitre 9

Pressions

résultant

des changements

climatiques

et atmosphériques

Contributeurices et contributeurs : Carlos Garcia-Soto (organisateur et responsable de l'équipe de rédaction), Denise Breitburg, Monica Campillos, Patricia Castillo-Briceno, Sanae Chiba (coresponsable d'équipe), Matthew Collins, Ganix Esnaola, Karen Evans (coresponsable d'équipe), Louise B. Firth, Thomas Frölicher, Jason M. Hall-Spencer, David Halpern, Karen L. Hunter, Gabriel Ibarra, Sung-Yong Kim, Roxy M. Koll, Kathleen McInnes, Jon Saenz, Ca Thanh Vu (coresponsable d'équipe), Bess Ward et Tymon Zielinski (coresponsable d'équipe).

Principales observations

- **Phénomènes climatiques extrêmes.** Il est prouvé que les vagues de chaleur marine et les cyclones tropicaux sont de plus en plus graves en raison des activités humaines et qu'ils ont un impact sur l'environnement et sur les sociétés humaines. Des manifestations extrêmes d'El Niño ont été observées mais, comme elles sont peu fréquentes, aucune influence humaine n'a été détectée. À l'avenir, on s'attend à ce que ces trois phénomènes s'accroissent et que la gravité des impacts augmente; toutefois, des efforts d'atténuation des changements climatiques peuvent réduire cette augmentation.
- **Élévation du niveau de la mer.** Le rythme alarmant de l'élévation du niveau de la mer, combiné à l'augmentation des tempêtes et de l'urbanisation côtière, a eu pour conséquence d'amplifier la vulnérabilité des villes côtières à l'érosion et aux inondations et d'accroître la nécessité de procéder à des investissements substantiels dans les infrastructures matérielles et la restauration des barrières naturelles telles que les récifs.
- **Acidification et désoxygénation des océans.** L'augmentation accélérée du CO₂ d'origine anthropique dans l'atmosphère entraîne une augmentation de l'acidification et de la désoxygénation des océans. Dans de telles conditions, les organismes marins, qui garantissent la résilience des écosystèmes en améliorant la subsistance des communautés côtières, réagissent généralement mal, tant dans la nature qu'en laboratoire. Les habitats marins perdent en diversité, et l'acidification entraîne la prolifération des espèces résistantes au détriment des espèces sensibles. Des scénarios visant à diminuer les émissions pourraient permettre de réduire les dommages causés aux écosystèmes vitaux.
- **Autres propriétés physiques et chimiques.** Les changements de température et de salinité des océans induits par les changements climatiques et les activités humaines affectent les écosystèmes marins. Ils modifient la répartition des espèces marines, réduisent la valeur écologique des écosystèmes côtiers et modifient la production primaire marine. Le bien-être humain et l'économie sont donc affectés.

1. Introduction

La première partie du présent chapitre s'articule autour de trois thèmes dans le contexte des phénomènes climatiques extrêmes liés à l'océan, à savoir les vagues de chaleur marine, les phénomènes extrêmes liés au phénomène de l'oscillation australe El Niño et les cyclones tropicaux. Les aspects physiques de l'impact des changements climatiques sur les phénomènes et les incidences potentielles sur les systèmes naturels et humains sont pris en compte. Les conclusions sont basées sur une évaluation beaucoup plus détaillée qui se trouve au chapitre 6 du *Rapport spécial sur l'océan et la cryosphère dans le contexte des changements climatiques* du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (2019).

Un phénomène extrême est un événement rare qui survient à un endroit et à un moment précis de l'année. Les définitions de « rare » varient, mais un phénomène extrême est normalement aussi rare ou plus rare que le dixième ou le quatre-vingt-dixième percentile d'une probabilité estimée à partir d'observations. Par définition, les caractéristiques de ce que l'on appelle un phénomène extrême peuvent varier d'un endroit à l'autre dans l'absolu. Lorsqu'un phénomène météorologique extrême persiste pendant un certain temps, par exemple une saison, il peut être classé comme un phénomène climatique extrême, surtout s'il aboutit à un taux moyen ou total qui est lui-même extrême (par exemple, une température élevée, une sécheresse ou des précipitations totales sur une saison).

La deuxième partie du chapitre couvre les pressions dues aux changements des propriétés physiques et chimiques des océans. L'augmentation de la température de la mer, qui devrait atteindre 1,5 °C par rapport aux niveaux préindustriels d'ici à 2050, continuera à entraîner des changements dans l'abondance des espèces marines, y compris celles qui sont importantes pour la subsistance des populations côtières. De nombreuses grandes villes côtières sont situées dans des environnements deltaïques et sont vulnérables aux inondations en raison de leur proximité avec les rivières et la mer, de leur faible altitude générale et de la subsidence (Nicholls et al., 2008).

Les émissions de dioxyde de carbone et le réchauffement climatique sont également à l'origine de l'acidification et de la désoxygénation des océans. Ces changements ont des conséquences pour les personnes qui dépendent d'écosystèmes marins sains dans le monde entier. À l'époque de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), la composition chimique de l'acidification des océans était bien comprise, mais les conséquences

pour les écosystèmes et la société étaient mal connues. Selon les estimations, les effets de la diminution de l'oxygène sur les cycles des nutriments et les stocks de poissons devaient s'aggraver, en particulier lorsque l'épuisement de l'oxygène dû aux changements climatiques se combinerait à l'eutrophisation côtière. La réduction de la biodiversité et le déclin des populations de poissons étaient liés à la baisse des niveaux d'oxygène dans les océans du monde. On dispose de nouvelles informations sur les réactions des organismes marins et des écosystèmes face à l'acidification et à la désoxygénation des océans, ainsi que sur le renforcement des capacités y relatives.

Le présent chapitre, en conjonction avec le chapitre 5, approfondit les aspects de la présente Évaluation relatifs aux changements climatiques. Il présente en détail les pressions exercées sur les écosystèmes marins et les populations humaines par certaines modifications physiques et chimiques provoquées par les changements climatiques. Certains aspects connexes sont également traités au chapitre 7K et au chapitre 15.

2. Pressions climatiques : phénomènes climatiques extrêmes et pressions résultant des modifications des propriétés physiques et chimiques du milieu marin

2.1. Phénomènes climatiques extrêmes

Les vagues de chaleur marine sont des périodes de températures océaniques extrêmement élevées qui persistent pendant des jours ou des mois, qui peuvent s'étendre sur des milliers de kilomètres et qui peuvent pénétrer de plusieurs centaines de mètres dans les profondeurs de l'océan (Hobday et al., 2016). Au cours des vingt dernières années, les vagues de chaleur marine ont eu des incidences négatives sur les organismes et les écosystèmes marins dans tous les bassins océaniques, y compris sur les espèces fondamentales telles que les coraux, les algues et les varechs (Hughes et

al., 2018; Smale et al., 2019). Les observations par satellite révèlent que les vagues de chaleur marine ont doublé de fréquence entre 1982 et 2016, et qu'elles sont également devenues plus durables, plus intenses et plus étendues (Frölicher et al., 2018; Oliver et al., 2018). Entre 2006 et 2015, 84 à 90 pour cent de toutes les vagues de chaleur marine à travers le monde étaient dues à l'augmentation de la température depuis la période 1850-1900 (Frölicher et al., 2018).

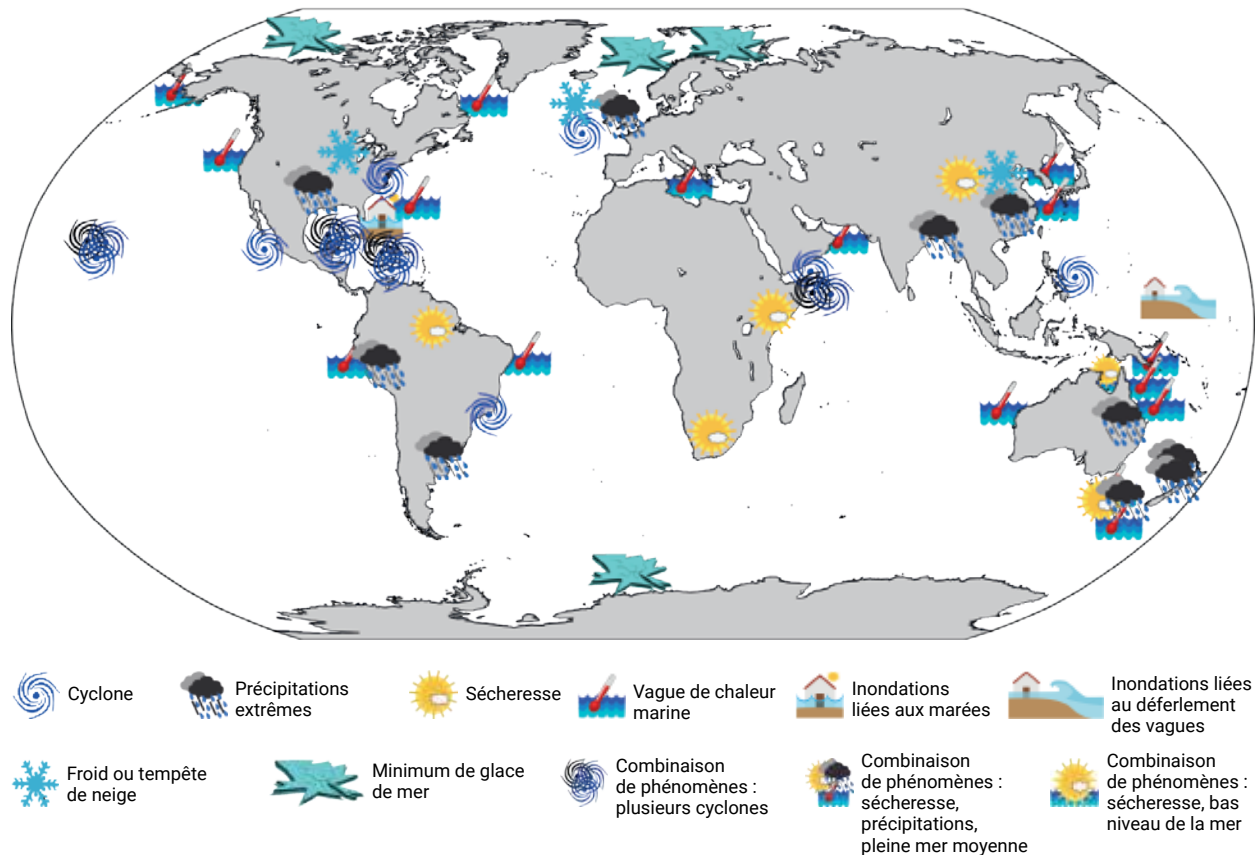
Les vagues de chaleur marine augmenteront encore en fréquence, en durée, en étendue spatiale et en intensité sous l'effet du futur réchauffement climatique (Frölicher et al., 2018; Darmaraki et al., 2019), poussant ainsi

certaines organismes marins, les stocks de poissons et les écosystèmes au-delà des limites de leur résilience, ce qui aura des répercussions en cascade sur les économies et les sociétés (Smale et al., 2019). Au niveau mondial, la fréquence des vagues de chaleur marine est très susceptible d'être multipliée par environ 50 d'ici la période 2081-2100 dans le cadre du scénario RCP (profil représentatif d'évolution de concentration) 8,5, et par environ 20 dans le cadre du scénario RCP 2,6 (Van Vuuren et al., 2011), par rapport à la période de référence 1850-1900. Ces tendances futures de la fréquence des vagues de chaleur marine s'expliquent en grande partie par l'augmentation de la température moyenne des océans. Les changements les plus importants dans la fréquence des vagues de chaleur marine sont prévus pour l'océan Arctique et les océans

tropicaux [figure I; Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2019, chap. 6, image 6.4].

Le fait de limiter le réchauffement climatique permettrait de réduire le risque d'impacts des vagues de chaleur marine, mais les seuils critiques pour certains écosystèmes (comme les forêts de varech et les récifs coralliens) seront atteints même si le futur réchauffement se cantonne à des niveaux relativement faibles (King et al., 2017). Les systèmes d'alerte rapide, qui produisent des prévisions fiables des vagues de chaleur marine, peuvent contribuer à réduire les vulnérabilités de la pêche, du tourisme et de la conservation, mais n'ont pas encore fait leurs preuves à grande échelle (Payne et al., 2017; Tommasi et al., 2017).

Figure I
Localisation des phénomènes extrêmes ayant un lien identifié avec les changements climatiques causés par les activités humaines



Source : D'après le GIEC, 2019, image 6.2.

Le golfe d'Alaska, dans le Pacifique Nord, est l'un des meilleurs exemples, du point de vue des données, de l'impact d'une vague de chaleur marine sur des pêcheries bien gérées. Un phénomène prolongé de réchauffement de l'océan a affaibli le mélange de l'océan benthique et de la surface, perturbant à son tour les poissons trophées et les populations d'invertébrés et de poissons fourrage, et a décimé la pêche à la morue du Pacifique, déclenchant une série de décès en masse répétés de mammifères marins et d'oiseaux de mer, ce qui a eu des répercussions sur les économies côtières.

Le phénomène d'oscillation australe El Niño est le résultat du couplage entre les océans et l'atmosphère, caractérisé par une oscillation entre les températures chaudes et froides de l'océan dans la partie tropicale du centre-est de l'océan Pacifique et une fluctuation associée des modèles de pression de surface tropicaux et subtropicaux à l'échelle mondiale. En règle générale, il survient tous les deux à sept ans. Il est souvent mesuré par la différence d'anomalie de pression de surface entre Tahiti, en Polynésie française, et Darwin, en Australie, ou par les températures de surface de la mer dans le centre et l'est du Pacifique équatorial (Rasmussen et Carpenter, 1982). Il entraîne des conséquences climatiques dans toute la région du Pacifique et dans de nombreuses autres parties du monde grâce aux téléconnexions mondiales. La phase chaude de l'oscillation est appelée El Niño et la phase froide est appelée La Niña.

Les épisodes El Niño et La Niña les plus forts depuis l'ère préindustrielle se sont produits au cours des 50 dernières années, et cette variabilité est exceptionnellement élevée par rapport à la variabilité moyenne du dernier millénaire (Cobb et al., 2013; Santoso et al., 2017). Trois phénomènes extrêmes El Niño se sont produits au cours de la période d'observation moderne (1982/83, 1997/98, 2015/16), tous caractérisés par des précipitations importantes dans le Pacifique Est équatorial, qui est habituellement sec. Deux cas extrêmes de La Niña se sont produits (1988/89, 1998/99).

Les phénomènes extrêmes El Niño et La Niña sont susceptibles de se produire plus fréquemment en raison du réchauffement

climatique et d'intensifier les impacts existants, entraînant des réactions plus sèches ou plus humides dans plusieurs régions du globe, même si le futur réchauffement se cantonne à des niveaux relativement faibles (Cai et al., 2014; Cai et al., 2015; Power et Delage, 2018).

Une surveillance soutenue à long terme et de meilleures prévisions peuvent être utilisées pour gérer les risques des phénomènes extrêmes El Niño et La Niña associés à la santé humaine, à l'agriculture, à la pêche, aux récifs coralliens, à l'aquaculture, aux incendies, à la sécheresse et à la gestion des inondations (L'Heureux et al., 2017).

Un cyclone tropical est un terme général qui désigne une forte perturbation d'échelle cyclonique prenant naissance au-dessus des eaux tropicales. Sur la base de la vitesse maximale soutenue du vent pendant une minute, les perturbations cycloniques sont classées en dépressions tropicales (≤ 17 m/s), tempêtes tropicales (18-32 m/s) et cyclones tropicaux (≥ 33 m/s, de la catégorie 1 à la catégorie 5) (Knutson et al., 2010). Un cyclone tropical est appelé ouragan, typhon ou cyclone, selon sa localisation géographique.

Les changements climatiques anthropiques ont entraîné une augmentation des précipitations, des vents et des phénomènes extrêmes au niveau de la mer, qui sont associés à un certain nombre de cyclones tropicaux observés. Par exemple, des études ont montré que l'intensité des précipitations du cyclone tropical (ouragan) Harvey a augmenté d'au moins 8 pour cent (8 à 19 pour cent) en raison des changements climatiques (Risser et Wehner, 2017; Van Oldenborgh et al., 2017). Les changements climatiques anthropiques pourraient avoir contribué à une migration vers les pôles de l'intensité maximale des cyclones tropicaux dans l'ouest du Pacifique Nord au cours des dernières décennies, liée à l'expansion tropicale forcée par l'homme (Sharmila et Walsh, 2018). On constate des changements régionaux croissants dans le comportement des cyclones tropicaux, notamment une augmentation de la proportion mondiale annuelle de cyclones tropicaux de catégorie 4 ou 5 depuis quelques décennies, des cyclones tropicaux extrêmement violents dans la mer d'Arabie,

des cyclones venant frapper le littoral en Asie de l'Est et du Sud-Est, une augmentation de la fréquence des ondes de tempête modérées aux États-Unis depuis 1923 et une diminution de la fréquence des cyclones tropicaux violents atteignant les côtes dans l'est de l'Australie depuis la fin du XIX^e siècle. Il est peu probable que ces changements donnent lieu à des signaux anthropiques détectables. Les hauteurs de vagues extrêmes, qui contribuent aux phénomènes extrêmes du niveau de la mer, à l'érosion côtière et aux inondations, ont augmenté dans l'océan Austral et l'océan Atlantique Nord d'environ 1 cm par an et 0,8 cm par an au cours de la période 1985-2018 (Young et Ribal, 2019).

Une augmentation de l'intensité moyenne des cyclones tropicaux et des taux de précipitation moyens qui y sont associés devrait entraîner une hausse de la température mondiale de 2 °C, bien que la confiance dans les changements de fréquence futurs à l'échelle mondiale soit faible (Yamada et al., 2017). L'élévation du niveau de la mer contribuera à l'augmentation des niveaux extrêmes de la mer associés aux cyclones tropicaux dans le futur (Garner et al., 2017). Les prévisions donnent à penser que la proportion de cyclones tropicaux de catégories 4 et 5 augmentera (Knutson et al., 2015; Park et al., 2017). Ces changements auront des répercussions sur la fréquence et l'intensité des ondes de tempêtes, ainsi que sur les infrastructures côtières et la mortalité.

L'investissement dans la réduction des risques de catastrophes, la gestion des inondations (écosystémiques et artificielles) et les systèmes d'alerte rapide permet de réduire les pertes économiques dues aux cyclones tropicaux qui se produisent près du littoral et des îles. Toutefois, ces investissements peuvent être entravés par l'insuffisance des capacités à l'échelle locale (comme des infrastructures vieillissantes et d'autres facteurs non climatiques), qui peut notamment entraîner une augmentation des pertes et de la mortalité dues aux vents extrêmes et aux ondes de tempête dans les pays en développement, malgré les efforts d'adaptation. On constate des risques croissants pour les endroits touchés par des trajectoires de tempêtes inédites. La

gestion des risques liés à ces changements de trajectoire et d'intensité des tempêtes s'avère difficile en raison des difficultés des populations touchées en matière de détection rapide et de réceptivité.

2.2. Élévation du niveau de la mer et villes

Les villes situées le long du littoral et dans les États archipels et insulaires sont de plus en plus sensibles à l'érosion et à l'élévation du niveau de la mer (De Sherbinin et al., 2007; Hanson et al., 2011; Takagi et al., 2016). Nombre d'entre elles sont constituées de vastes zones de terres récupérées (gains de terres sur la mer, les zones humides ou d'autres masses d'eau), qui sont retenues et protégées de l'érosion par des structures artificielles telles que des digues et des protections rocheuses (Sengupta et al., 2018). Il est probable qu'un grand nombre de ces côtes artificielles devront être adaptées et modernisées pour faire face à l'augmentation du niveau de la mer. Dans les environnements fortement urbanisés et souvent déjà extrêmement dégradés, les structures artificielles sont souvent la seule option disponible et considérées comme efficaces (Hallegatte et al., 2013; Hinkel et al., 2014), mais la remise en état des terres et ces structures ont de nombreuses incidences négatives de plus grande ampleur sur le milieu environnant (Dafforn et al., 2015). À l'échelle mondiale, de nombreuses régions (en particulier les villes) affirment que plus de 50 pour cent de leurs côtes sont blindées (par exemple, Chapman, 2003; Burt et al., 2013), et ce nombre devrait augmenter à l'avenir en raison de l'essor des économies, des populations côtières et de l'urbanisation (voir par exemple les plans de remise en état de l'ensemble du littoral de deux États malaisiens dans Chee et al., 2017).

Comme alternative à des défenses côtières bien conçues, dont la construction est complexe et coûteuse, il convient d'utiliser, dans la mesure du possible, des écosystèmes naturels côtiers tels que mangroves et marais salants, en guise de barrières naturelles ou combinés à des infrastructures matérielles au moyen d'approches hybrides (Temmerman et al., 2013).

L'utilisation de ces écosystèmes peut non seulement protéger les terres, mais également fournir des fonctions et des services écosystémiques précieux. Les défenses côtières artificielles pouvant être considérées comme une solution efficace à court terme pour résister aux inondations côtières, il faudra investir davantage en raison de l'augmentation observée des tempêtes et de l'élévation du niveau de la mer (Mendelsohn et al., 2012; Vitousek et al., 2017). En 2010, le niveau moyen mondial de la mer a été évalué à 52,4 mm au-dessus du niveau de 1993; en 2018, il est passé à 89,9 mm au-dessus de ce niveau [National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 2019]. Le taux de changement est également en hausse. Pour la période 1993-2018, le taux d'augmentation a été calculé à 3,2 mm par an, tandis que pour la période 2010-2018, le rythme a été nettement plus rapide, pour s'établir à 4,7 mm par an. Malgré les importantes incertitudes qui subsistent, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat prévoit que l'élévation du niveau de la mer se poursuivra pendant des siècles, même si des mesures d'atténuation sont mises en place. Le potentiel effondrement généralisé des plateaux de glace pourrait entraîner une augmentation plus importante du niveau de la mer au XXI^e siècle, pouvant atteindre plusieurs dixièmes de mètre (Church et al., 2013), ce qui aura des conséquences considérables pour les villes côtières et archipels et les petites villes insulaires, en particulier celles situées dans les zones de faible altitude.

Toutefois, l'urbanisation pourrait également offrir des possibilités de réduction des risques, les villes étant des moteurs de croissance économique et des centres d'innovation, d'attention politique et d'investissements du secteur privé (Garschagen et Romero-Lankao, 2015). Hallegatte et al. (2013) ont effectué une analyse globale des pertes actuelles et futures dans les 136 plus grandes villes côtières. Ils ont estimé que les pertes mondiales dues aux inondations passeraient d'une moyenne de 6 milliards de dollars par an en 2005 à 1 000 milliards de dollars en 2050, compte tenu des

changements socioéconomiques, des changements climatiques et des affaissements prévus. Même si les investissements en faveur de la mise en place de mesures d'adaptation demeurent constants, la probabilité d'inondation, l'affaissement et l'élévation du niveau de la mer augmenteront les pertes mondiales dues aux inondations pour atteindre 60 à 63 milliards de dollars par an en 2050. La même étude a révélé que les pays en développement étaient particulièrement vulnérables aux risques d'inondation et bénéficiaient d'investissements beaucoup plus faibles dans les mesures de protection contre les inondations (Hallegatte et al., 2013).

Étude de cas : Rotterdam

Les villes périphériques des Pays-Bas, un pays qui a longtemps été un pionnier en matière de récupération des terres et d'adaptation aux changements climatiques, adoptent une approche pluridimensionnelle face au problème de l'élévation du niveau de la mer. Par exemple, le système d'adaptation de Rotterdam repose sur des mesures de défense contre les inondations et l'élévation du niveau de la mer (villes du C40, 2019) comprenant le barrage anti-tempête de Maeslantkering, des dunes de sable permanentes le long du littoral, des digues le long des rivières et une méthode adaptée de « digue intérieure/digue extérieure ». Le centre de la ville, qui se trouve en grande partie sous le niveau de la mer, est formé d'un système de polders drainés par des sorties d'eau et des pompes et protégés par des digues secondaires plus petites. La zone de la ville située à l'extérieur de la digue (3 à 5,5 m au-dessus du niveau de la mer), qui compte 40 000 habitants, est exposée aux dangers de l'élévation du niveau de la mer et à des inondations temporaires de plus faible ampleur. Elle est actuellement en cours d'adaptation au moyen de technologies innovantes (comme des bâtiments flottants) et de méthodes plus traditionnelles (comme l'isolation des façades des bâtiments et le rehaussement des installations électriques).

2.3. Pressions résultant des changements de température

Le réchauffement des océans causé par les changements climatiques anthropiques se poursuivra pendant des siècles après la stabilisation du forçage anthropique (GIEC, 2019). Il affectera les écosystèmes marins en augmentant les pressions cumulées dues aux changements climatiques et à l'intensité des activités humaines, et nuit également à d'autres propriétés des océans telles que la salinité et les cycles des nutriments ou du carbone, en raison de l'interconnexion de tous ces processus.

La sensibilité biologique qui dépend de la température varie selon les espèces et est affectée par d'autres propriétés de l'océan. Par exemple, pour les espèces pélagiques, l'analyse des tendances à long terme de la production primaire a révélé qu'une hausse des températures de l'océan, entraînant une stratification accrue, une limitation des nutriments et des déplacements vers le petit phytoplancton, aura une forte influence sur la diminution du flux de carbone organique en particules vers les profondeurs de l'océan (Boyd et al., 2016; Fu et al., 2016). Des réductions du flux de carbone organique en particules sont prévues aux basses et moyennes latitudes, mais des augmentations sont possibles aux hautes latitudes, associées à une réduction de la couche de glace de mer [Sweetman et al., 2017; Yool et al., 2017; Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2018].

Le rapport spécial du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat intitulé *Global Warming of 1.5 °C* (Un réchauffement planétaire de 1,5 °C) (2018) indique que les écosystèmes océaniques subissent déjà des changements à grande échelle, et que les seuils critiques devraient être atteints à partir de 1,5 °C. Les changements de la température de l'eau devraient pousser certaines espèces (comme le plancton et les poissons) à se déplacer vers de plus hautes latitudes et provoquer la formation de nouveaux écosystèmes (Jonkers et al., 2019).

La hausse des températures affecte directement les communautés côtières, non seulement en termes de répercussions sur les écosystèmes marins côtiers, mais également sur les biens et services fournis par les écosystèmes (Worm et al., 2006; Pendleton et al., 2016). Au nombre des répercussions figurent notamment le nombre de pêches viables, la fonction de nourricerie et les services de filtrage fournis par les zones humides côtières (Cochard et al., 2008; Barange et al., 2018). Les récifs coralliens font partie des écosystèmes côtiers fortement touchés par le réchauffement des océans, et le phénomène de blanchissement des coraux peut nuire non seulement à la vie marine mais également au tourisme maritime.

Les changements de température et de salinité ont également un impact sur le bien-être humain (alimentation et santé). S'agissant de la sécurité alimentaire, le poisson est l'un des aliments les plus consommés au monde et contribue largement à une alimentation saine, grâce à ses protéines, ses acides gras, ses vitamines et d'autres éléments essentiels à la santé (Hilmi et al., 2014). Les changements climatiques pourraient diminuer la disponibilité des fruits de mer (Golden et al., 2016) et ainsi réduire l'approvisionnement en protéines des communautés côtières de manière générale (Blanchard et al., 2017). Cela aurait un impact important sur les communautés fortement dépendantes des produits de la mer, y compris les communautés autochtones et autres communautés côtières.

La hausse de la température des océans devrait également entraîner une augmentation de la présence et de la transmission des maladies. Le réchauffement de l'océan pourrait augmenter le risque de maladies d'origine hydrique et de prolifération de toxines d'algues (voir chap. 6A), affectant les populations et les économies des zones touchées. Par exemple, l'agent pathogène bactérien *Vibrio cholerae* devrait se développer plus rapidement en raison de l'augmentation de la température des océans (Semenza et al., 2017).

2.4. Pressions dues aux changements dans la composition chimique de la mer

L'absorption par l'océan des émissions de dioxyde de carbone modifie rapidement la composition chimique de l'eau de mer, processus connu sous le nom d'acidification des océans (voir chap. 5). Lorsque la pression partielle du dioxyde de carbone dans l'eau de mer augmente, elle fait chuter l'état de saturation en carbonate en dessous des niveaux appropriés pour les taxons, lesquels forment des récifs d'importance mondiale (Albright et al., 2018). La plupart des récifs coralliens (peu profonds et profonds) sont menacés par l'augmentation des concentrations de CO₂ (Lam et al., 2019). L'acidification de l'océan est à l'origine de la profondeur à laquelle l'eau de mer devient corrosive pour le carbonate des hauts-fonds, menaçant les récifs coralliens en eau profonde du monde entier par la dissolution et une bioérosion accrue (Gómez et al., 2018). Combinée au réchauffement, à l'élévation du niveau de la mer et à l'augmentation des fortes tempêtes, elle réduit la résilience des récifs à l'échelle mondiale et augmente la destruction des récifs. Dans l'Arctique, on observe une expansion rapide de la zone de corrosion des eaux de surface pour les organismes calcaires (Brodie et al., 2014).

L'acidification des océans peut avoir des répercussions sur toute la vie marine, et notamment entraîner des changements dans l'expression des gènes, la physiologie, la reproduction et le comportement (Riebesell et Gattuso, 2015; GIEC, 2019). Entre 2005 et 2009, l'acidification des océans a mis en péril une industrie conchylicole de 270 millions de dollars, qui générerait 3 200 emplois par an dans l'État de Washington, aux États-Unis. Des milliards d'huîtres sont mortes dans les éclosiers en raison de la corrosion des coquilles des larves par l'eau de mer (Ekstrom et al., 2015). Outre ses effets négatifs sur la calcification du phytoplancton et du zooplancton, l'acidification peut réduire la valeur nutritionnelle des fruits de mer.

L'acidification des océans affecte également les propriétés et les fonctions des écosystèmes, ainsi que les services liés à ces

derniers. Certains groupes d'organismes se portent bien dans des milieux acidifiés, ce qui n'est pas le cas de nombreux taxons (Agostini et al., 2018). De nombreuses algues résistent aux niveaux d'acidification des océans prévus par le scénario RCP 8,5 du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), mais les changements dans la composition des communautés modifient considérablement les habitats des algues (Brodie et al., 2014; Enochs et al., 2015). Une plus grande disponibilité du carbone encourage la production primaire et peut augmenter le stock de varechs et d'herbes marines (Russell et al., 2013; Linares et al., 2015; Cornwall et al., 2017), bien que les microalgues et les algues à gazon dominant les eaux acidifiées lorsqu'elles sont exposées (Agostini et al., 2018; Connell et al., 2018).

Des recherches sur les sources naturelles de CO₂ marin ont révélé une diminution d'environ 30 pour cent de la biodiversité de la macrofaune lorsque le pH moyen passe de 8,1 à 7,8 (Agostini et al., 2018; Foo et al., 2018), ce qui peut être dû à des effets directs, comme l'augmentation des coûts métaboliques pour faire face à l'hypercapnie, ou à des effets indirects, comme une plus grande sensibilité à la prédation (Sunday et al., 2017). Certains coraux se développent facilement dans une eau de mer à forte concentration en CO₂, mais les habitats qu'ils forment manquent de diversité, les récifs étant dégradés par l'acidification des océans due à la dissolution chimique et à une bioérosion accrue, ce qui entraîne un déplacement vers des écosystèmes moins diversifiés. Le chapitre 7D présente également les impacts de l'acidification des océans sur les récifs coralliens. Le double effet de l'augmentation du CO₂ et de la diminution du carbonate modifie les interactions trophiques. La réduction de l'abondance et de la taille des herbivores calcaires contribue à la prolifération des mauvaises herbes des algues à gazon et à la simplification des réseaux alimentaires, avec des pertes de diversité fonctionnelle (Vizzini et al., 2017; Teixidó et al., 2018).

Les dommages causés par l'acidification des océans entraînent une diminution de la protection des côtes et de l'habitat pour la biodiversité

et la pêche (Hall-Spencer et Harvey, 2019). La couverture de coraux vivants sur les récifs tropicaux a presque diminué de moitié au cours des 150 dernières années, le déclin s'étant accéléré au cours des deux dernières décennies en raison de l'augmentation de la température de l'eau et de l'acidification des océans, ce qui a accentué d'autres facteurs de perte de coraux. Associée à la hausse des températures, à l'élévation du niveau de la mer et à l'augmentation des phénomènes climatiques extrêmes, l'acidification des océans menace encore davantage les biens et services fournis par les écosystèmes côtiers. Ceci est particulièrement important pour les personnes qui dépendent fortement des ressources marines pour leur protection, leur nutrition, leur emploi et le tourisme (Lam et al., 2019).

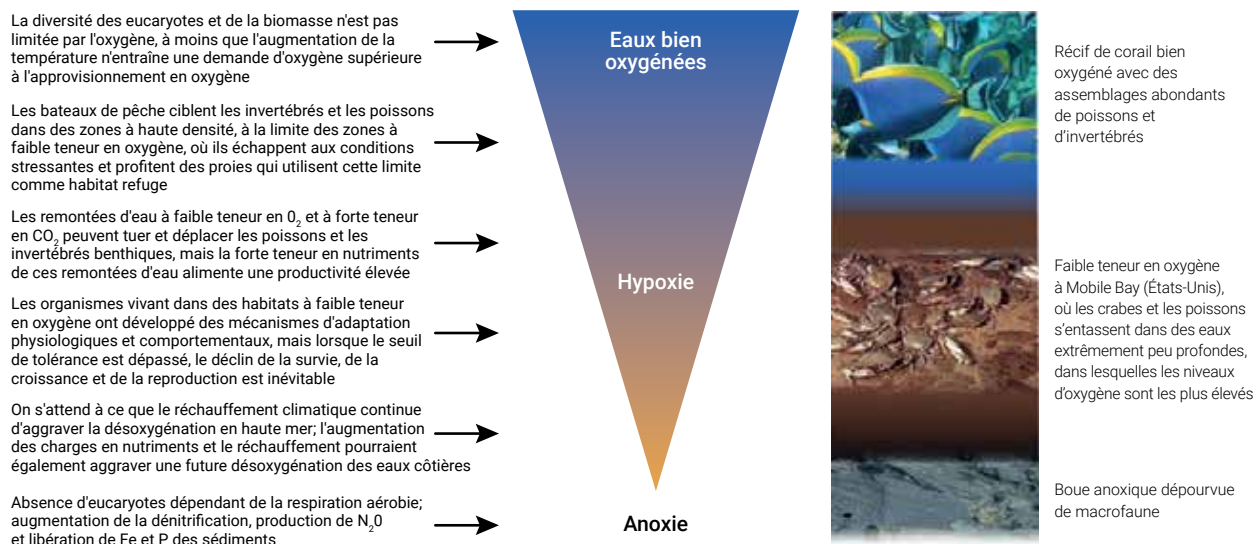
Les mesures proposées pour atténuer les effets de l'acidification des océans et renforcer la résilience visent principalement à réduire les émissions de CO₂, mais portent également sur la réduction de la pollution et d'autres facteurs de stress (tels que la surpêche et les dommages causés à l'habitat), la culture des algues et la restauration des herbiers marins, le traitement de l'eau (par exemple, pour l'aquaculture de grande valeur), l'adaptation des activités humaines telles que l'aquaculture et la réparation des écosystèmes endommagés (Cooley et al., 2016), par exemple, par la reconstitution de l'océan.

En ce qui concerne la désoxygénation, depuis le milieu du XX^e siècle, l'océan (y compris les eaux côtières, telles que les estuaires et les mers semi-fermées) a perdu environ 2 pour cent, soit plus de 150 milliards de tonnes, de sa teneur totale en oxygène (Schmidtko et al., 2017), et plus de 600 masses d'eau côtières ont enregistré des concentrations en oxygène inférieures à 2 mg par litre (Diaz et Rosenberg, 2008; Breitburg et al., 2018). Les changements climatiques devraient entraîner une diminution plus importante de l'oxygène dans de nombreux systèmes côtiers où la désoxygénation est actuellement principalement due à une

surabondance de nutriments d'origine anthropique. Une telle désoxygénation est très préoccupante car l'oxygène est indispensable à la vie dans les océans (figure II; Laffoley et Baxter, 2019). Elle limite la productivité et la biodiversité, régule les cycles mondiaux des nutriments et du carbone, et est nécessaire à la survie des organismes individuels (Breitburg et al., 2018). Lorsque l'oxygène est suffisant, il ne peut ni limiter la physiologie, le comportement et les interactions écologiques des organismes qui dépendent de la respiration aérobie (utilisant l'oxygène), ni avoir une incidence négative sur eux. Les eaux sont considérées comme hypoxiques lorsque les niveaux d'oxygène sont insuffisants et que ces processus sont altérés. Une valeur seuil de 2 mg d'oxygène dissous par litre est souvent utilisée pour définir l'hypoxie, mais la concentration ou la saturation en oxygène à laquelle les processus vitaux sont altérés varie considérablement selon les espèces, les processus et les habitats, et est affectée par la température.

Au fur et à mesure que la teneur en oxygène de l'eau diminue, une fraction croissante de la production est détournée vers les microbes (Diaz et Rosenberg, 2008; Wright et al., 2012). Les réseaux alimentaires évoluent en raison de la modification des taux de rencontre et des effets, spécifiques à chaque espèce, du manque d'oxygène sur l'efficacité alimentaire des prédateurs et les comportements de fuite des proies. Le transfert d'énergie aux animaux tolérants, comme les espèces gélatineuses, peut augmenter (Keister et Tuttle, 2013). Les fonctions de vision (McCormick et Levin, 2017) et de carnivorie (Sperling et al., 2016) peuvent diminuer dans les zones où les niveaux d'oxygène sont trop bas, ces activités consommant beaucoup d'énergie. En revanche, la prédation peut s'intensifier au-dessus des zones à faible teneur en oxygène car les prédateurs sont forcés de se rendre dans des eaux moins profondes, où le niveau de lumière est plus élevé (Koslow et al., 2011).

Figure II Contrôle de l'oxygène sur les processus biologiques et biogéochimiques en haute mer et dans les eaux côtières



Source : D'après Breitburg et al., 2018.

Note : L'oxygène exerce un contrôle marqué sur les processus biologiques et biogéochimiques en haute mer et dans les eaux côtières. Bien que les niveaux d'oxygène évoluent en fonction de l'espace (notamment de la profondeur) ou du temps, à mesure que les effets des nutriments et du réchauffement deviennent plus prononcés, la diversité biologique, la biomasse et la productivité diminuent et les niveaux d'oxygène baissent.

On s'attend à ce que le déclin de l'oxygène des océans ait des incidences négatives sur un grand nombre de processus biologiques et écologiques. L'ampleur des effets variera toutefois selon les espèces et les processus, et il est difficile de déterminer si l'ampleur des réponses sera directement proportionnelle à l'ampleur de la diminution de l'oxygène. Certains effets du déclin de l'oxygène dépendent d'une exposition directe dans des eaux à faible teneur en oxygène, tandis que d'autres impliquent le mouvement d'organismes et de matériaux (nutriments, matière organique, gaz à effet de serre) entre des endroits dont la teneur en oxygène varie, et d'autres encore dépendent principalement des niveaux d'oxygène à des endroits particuliers qui sont capitaux pour une espèce ou un stade de vie. De nombreuses réactions interviennent à certains seuils de niveaux d'oxygène, auxquels les fonctions biologiques ne peuvent plus être maintenues.

La biomasse et la diversité des organismes eucaryotes ont tendance à diminuer, et la composition des espèces change avec le déclin de

l'oxygène (Gallo et Levin, 2016). À mesure que les eaux à faible teneur en oxygène s'étendent, les espèces tolérantes peuvent élargir leur aire de profondeur, tandis que les aires de répartition des espèces plus sensibles ont tendance à se restreindre (Sato et al., 2017). L'abondance relative des espèces au sein des systèmes reflète la variation des tolérances des espèces à un faible taux d'oxygène et à d'autres facteurs de stress connexes (Koslow et al., 2018). Les organismes, y compris les crustacés et les poissons adaptés aux environnements à faible teneur en oxygène, peuvent atteindre des densités très élevées dans les zones à faible teneur en oxygène (Pineda et al., 2016; Gallo et al., 2019). Cependant, dans les habitats naturellement pauvres en oxygène tels que les zones de minimum d'oxygène, même de très petites modifications (représentant moins de 1 pour cent de la teneur en oxygène des eaux de surface bien oxygénées) peuvent entraîner l'exclusion d'espèces qui seraient autrement abondantes (Wishner et al., 2018).

L'exposition chronique à des conditions d'oxygène sous-optimales peut réduire la croissance

(Thomas et al., 2019) et la reproduction (Thomas et al., 2015). Certains modèles numériques indiquent que ces effets chroniques peuvent entraîner un déclin de la population au fil du temps (Rose et al., 2018), même en l'absence de mortalité directe provoquée par une faible teneur en oxygène. Une augmentation de la pollution ou de la progression des infections et une diminution des réponses immunitaires de l'hôte résultant de l'exposition à un faible taux d'oxygène ont été signalées pour une série d'hôtes vertébrés et invertébrés (Breitburg et al., 2019), et pourraient augmenter la transmission de pathogènes à l'homme par la consommation d'hôtes immunodéprimés (Hernroth et Baden, 2018).

Les microbes ont évolué et se sont adaptés pour exploiter même les habitats les plus extrêmes de la Terre, y compris ceux qui ne contiennent pas d'oxygène. Le cycle biogéochimique des éléments par les microbes en l'absence d'oxygène conduit à la production de gaz à effet de serre, y compris l'oxyde nitreux et le méthane (Buitenhuis et al., 2018). L'expansion des habitats anoxiques pourrait donc entraîner une augmentation des rejets de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, ce qui entraînerait un réchauffement et une stratification encore plus importants. Ce résultat est toutefois incertain, car le réchauffement et la stratification, qui pourraient tous deux accroître la production de gaz à effet de serre, affecteront également les taux et la distribution de la production primaire dont dépendent tous les autres processus biologiques (Battaglia et Joos, 2018).

La désoxygénation des océans ne se produit pas indépendamment des autres facteurs de stress océaniques d'origine humaine. Avec la hausse de la température des océans, les microbes qui dépendent de la respiration aérobie et la grande majorité des animaux marins devront consommer plus d'oxygène pour survivre (Pörtner, 2012). La hausse de la température des océans diminue donc la disponibilité d'un habitat approprié, à la fois en augmentant les besoins en oxygène et en induisant une perte d'oxygène supplémentaire. Les changements prévus dans la distribution vers les pôles et dans les eaux plus profondes

et plus froides, les extinctions locales et la diminution de la taille maximale de nombreuses espèces de poissons sont dus, du moins en partie, à l'augmentation des besoins en oxygène à des températures plus chaudes (Deutsch et al., 2015; Pauly et Cheung, 2018). Les effets combinés des facteurs de stress liés au changement climatique des océans, à savoir la désoxygénation, le réchauffement et l'acidification, peuvent également entraîner des décalages spatiaux, temporels et évolutifs entre le zooplancton et les larves de poisson modifiant la croissance et la survie des larves de poisson, et finalement avoir des effets négatifs sur les pêcheries (Dam et Baumann, 2017). De manière plus générale, le rôle de l'oxygène dans la conversion des aliments en énergie signifie que l'approvisionnement en oxygène peut déterminer la quantité d'énergie disponible pour répondre à d'autres facteurs de stress (Sokolova, 2013).

Les captures de pêche sont souvent faibles dans les eaux pauvres en oxygène en raison du comportement d'évitement des espèces très mobiles, ainsi que de la mortalité et de l'échec du recrutement des espèces sessiles ou à mobilité réduite (Breitburg et al., 2009; Rose et al., 2018). D'autres craignent que les zones à faible teneur en oxygène et leur expansion rendent les poissons et les mollusques mobiles plus vulnérables à la surpêche (Craig, 2012; Purcell et al., 2017) en entraînant des agrégations à forte densité au-dessus et au bord des eaux à faible teneur en oxygène (Craig, 2012; Stramma et al., 2012). Par exemple, les déplacements spatiaux des activités de pêche ont été bien documentés tant dans la pêche à la crevette brune dans le golfe du Mexique que dans la pêche au crabe dormeur dans le canal de Hood, aux États-Unis, où le chevauchement spatial entre les flottes de pêche et les espèces cibles augmente à mesure que les zones hypoxiques se développent en fonction des saisons ou des années, qui varient dans l'étendue spatiale de l'hypoxie (Purcell et al., 2017; Froehlich et al., 2017). La mortalité par pêche peut augmenter lorsque ces lieux de refuge sont ciblés et que des distributions moins profondes augmentent les taux de capture (Purcell et al., 2017). Les épisodes de faible teneur en oxygène ont également été

une source importante de mortalité dans la pisciculture et la conchyliculture, causant des pertes importantes aux économies locales,

avec des conséquences à la fois sur la santé humaine et la sécurité alimentaire (Cayabyab et al., 2002; Rice, 2014).

3. Renforcement des capacités : Réseau mondial d'observation de l'acidification des océans et Réseau mondial pour le suivi de la concentration en oxygène des océans

L'objectif de développement durable n° 14 répond à la nécessité de « conserver et exploiter de manière durable les océans, les mers et les ressources marines aux fins du développement durable », notamment en atteignant la cible 14.3, qui consiste à « réduire au maximum l'acidification des océans et lutter contre ses effets, notamment en renforçant la coopération scientifique à tous les niveaux »¹. Des préoccupations relatives au problème de la désoxygénation ont également été exprimées dans la déclaration « L'océan, notre avenir : appel à l'action », formulée à l'issue de la Conférence des Nations Unies visant à appuyer la réalisation de l'objectif de développement durable n° 14 (conserver et exploiter de manière durable les océans, les mers et les ressources marines aux fins du développement durable)².

La capacité d'attribuer les impacts des écosystèmes à l'évolution de la composition chimique de la mer exige des progrès constants dans les systèmes d'observation des océans. Les initiatives mondiales en matière de recherche océanique, telles que Biogeochemical Argo, le Réseau mondial d'observation de l'acidification des océans et le Réseau mondial pour le suivi de la concentration en oxygène des océans de la Commission océanographique intergouvernementale, réduisent les obstacles et renforcent les capacités afin d'améliorer la compréhension globale de l'acidification et de la désoxygénation des océans. Le Réseau mondial d'observation de l'acidification des océans et le Réseau mondial pour le suivi de la concentration en oxygène des océans donnent

accès à la coopération et au mentorat afin de soutenir l'amélioration des observations du pH et de l'oxygène des océans par le biais de sessions de formation, de partenariats et de soutien à la création de centres régionaux. Les efforts d'observation et de recherche sur l'acidification et la désoxygénation des océans sont actuellement concentrés dans un nombre relativement restreint de pays, ce qui laisse de grandes lacunes en matière de connaissances et de capacités dans le monde entier, en particulier dans l'hémisphère sud et dans les petits États insulaires en développement et les pays les moins avancés [Global Ocean Acidification Observing Network (GOA-ON), 2019]. Grâce au renforcement des capacités en matière de collecte de données complexes et d'observation à travers le monde, la capacité de prédiction des expériences et des modèles d'écosystèmes peut s'améliorer, en ce que ces derniers reproduisent plus efficacement les scénarios issus du monde réel aux fins de la réalisation de l'objectif 14.

Les services fournis par les écosystèmes marins dépendent des fonctions biotiques de base maintenues (Connell et al., 2018), des espèces ingénieurs et des espèces clés conservées (Sunday et al., 2017), et de la question de savoir si la propagation des espèces nuisibles est évitée (Hall-Spencer et Allen, 2015). Les lacunes en matière de connaissances sur les réactions des écosystèmes aux changements de la composition chimique de l'océan demeurent importantes. Cependant, les expériences sur plusieurs facteurs

¹ Résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

² Voir la résolution 71/312 de l'Assemblée générale, annexe; voir également <https://oceanconference.un.org/call-for-action>.

de stress et les modèles d'écosystèmes qui intègrent les progrès de l'écophysiologie et de la génomique peuvent mieux décrire l'étendue de l'impact et réduire l'incertitude quant à son ampleur. La manière dont la désoxygénation modifie les voies microbiennes et les taux de transformations au sein de la colonne d'eau et les grands fonds océaniques doit être mieux comprise (Breitburg et al., 2018). Riebesell et Gattuso (2015) ont lancé un appel en faveur de la mise en place d'expériences portant sur plusieurs facteurs de stress et plusieurs espèces afin de comprendre plus précisément les impacts écologiques de l'acidification des océans sur les communautés marines (Munday, 2017). D'autres progrès résulteront de l'approfondissement et de l'élargissement de la compréhension des relations entre, d'une

part, l'acidification et l'oxygène des océans et, d'autre part, d'autres facteurs environnementaux, la manière dont les processus et les interactions entre les espèces changent dans des conditions qui leur sont propres, et la façon dont les variations individuelles, la plasticité et l'adaptation en réponse à la composition chimique de la mer modifient les impacts sur les écosystèmes marins. Faire avancer la recherche sur ces sujets permettra de soutenir des mesures plus efficaces pour atténuer les effets de l'acidification et de la désoxygénation des océans, ce qui pourrait avoir des conséquences moins graves pour les millions de personnes qui dépendent de la protection du littoral, de la pêche et de l'aquaculture dans des scénarios à faibles émissions.

4. Résumé

Les vagues de chaleur marines augmentent en fréquence et en intensité en raison des changements climatiques causés par les activités humaines et ont un impact principalement négatif sur les écosystèmes marins. Les vagues de chaleur marine et leurs impacts devraient s'intensifier à l'avenir, mais ces augmentations peuvent être fortement limitées par les efforts visant à atténuer les changements climatiques. Les systèmes de prévision peuvent être utilisés pour s'adapter aux effets des vagues de chaleur marine.

Des phénomènes extrêmes El Niño et La Niña ont été observés mais, étant donné qu'ils sont peu fréquents, aucune influence humaine n'a été détectée. Néanmoins, les modèles indiquent une augmentation de la fréquence des deux phases de l'oscillation dans le cadre de futurs scénarios de réchauffement climatique. Comme dans le cas des vagues de chaleur marine, les systèmes de prévision déjà existants peuvent être utilisés aux fins de la gestion des risques et de l'adaptation.

Bien que les changements dans la fréquence et la distribution spatiale des cyclones tropicaux soient difficiles à détecter dans les archives d'observation, des études sur des cyclones individuels ont montré une influence

humaine sur leur intensité, en particulier sur les précipitations associées. Les changements d'intensité devraient s'accroître à l'avenir et ces derniers devraient avoir une incidence sur les ondes de tempête et les infrastructures côtières.

Bien que toutes les villes côtières soient déjà confrontées à l'élévation du niveau de la mer, les villes de faible altitude et les pays en développement qui n'ont pas la capacité d'investir dans des mesures de défense côtière et de restauration des barrières naturelles subiront des dommages et des pertes plus importants. Il ressort des études démographiques mondiales que les populations se déplacent vers les zones côtières et continueront à le faire, ce qui met davantage de personnes en danger sur le plan économique et social. Bien que les villes soient généralement des centres d'innovation et d'investissement, des exemples clés démontrent qu'il est difficile de résoudre des problèmes aussi complexes dans certains endroits vulnérables.

Les dommages et les pertes sont également dus aux fragilités existantes des infrastructures côtières et ne peuvent être liés uniquement à l'élévation du niveau de la mer. Au contraire, l'augmentation du niveau de la mer

peut exacerber les problèmes existants, augmentant ainsi les risques.

Les interactions complexes entre, d'une part, la température et la salinité et d'autre part, les nutriments et les cycles chimiques de l'océan donnent à penser que les variations de ces variables dues aux changements climatiques et à l'impact anthropique affectent les écosystèmes marins, la population, les communautés côtières et l'économie qui en dépend. Le réchauffement de l'océan cause des dommages majeurs aux écosystèmes marins, et les espèces perdent leurs habitats, ce qui les oblige à s'adapter ou à se déplacer vers de nouvelles températures ou à chercher de nouvelles zones d'alimentation, de frai ou de nourricerie.

L'acidité des océans et la disponibilité d'une quantité suffisante d'oxygène sont à la base de la fourniture de services écosystémiques marins à la société humaine. Cependant, on observe actuellement des changements

rapides de l'acidité des océans et une baisse des niveaux d'oxygène provoqués par les changements climatiques et les émissions anthropiques de CO₂, ce qui modifie les habitats et les écosystèmes marins du monde entier. Le réchauffement entraîne une baisse des niveaux d'oxygène, et l'acidification modifie rapidement la composition chimique des carbonates des eaux de surface des océans, ce qui réduit simultanément la croissance et la survie de nombreux organismes et dégrade la résilience des écosystèmes.

Comblant les lacunes en matière de connaissances dans le domaine de l'océanologie, grâce à des efforts de renforcement des capacités permettant de mieux comprendre la manière dont l'océan et ses écosystèmes réagissent aux changements des propriétés physiques et chimiques de l'océan, est un chemin important pour réduire les impacts de ces changements et atteindre l'objectif de développement durable n° 14.

Références

Introduction

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- Nicholls, R.J., and others (2008). Ranking Port Cities with High Exposure and Vulnerability to Climate Extremes, No. 1. <https://doi.org/10.1787/011766488208>.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.

Phénomènes climatiques extrêmes

- Cai, Wenju and others (2014). Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 2, p. 111.
- Cai, Wenju, and others (2015). Increased frequency of extreme La Niña events under greenhouse warming. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 2, p. 132.
- Cobb, Kim M., and others (2013). Highly variable El Niño – southern oscillation throughout the Holocene. *Science*, vol. 339, No. 6115, pp. 67–70.
- Darmaraki, Sofia, and others (2019). Future evolution of Marine Heatwaves in the Mediterranean Sea. *Climate Dynamics*, pp. 1–22.
- Frölicher, Thomas L., and others (2018). Marine heatwaves under global warming. *Nature*, vol. 560, No. 7718, p. 360.

- Garner, Andra J., and others (2017). Impact of climate change on New York City's coastal flood hazard: Increasing flood heights from the preindustrial to 2300 CE. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 45, pp. 11861–11866.
- Hobday, Alistair J., and others (2016). A hierarchical approach to defining marine heatwaves. *Progress in Oceanography*, vol. 141, pp. 227–238.
- Hughes, Terry P., and others (2018). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, vol. 556, No. 7702, p. 492.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2018). *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty*. Valérie Masson-Delmotte and others, eds.
- _____ (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- King, Andrew D., and others (2017). Australian climate extremes at 1.5°C and 2°C of global warming. *Nature Climate Change*, vol. 7, No. 6, p. 412.
- Knutson, Thomas R., and others (2010). Tropical cyclones and climate change. *Nature Geoscience*, vol. 3, No. 3, pp. 157–163.
- Knutson, Thomas R., and others (2015). Global projections of intense tropical cyclone activity for the late twenty-first century from dynamical downscaling of CMIP5/RCP4. 5 scenarios. *Journal of Climate*, vol. 28, No. 18, pp. 7203–7224.
- L'Heureux, Michelle L., and others (2017). Observing and predicting the 2015/16 El Niño. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 98, No. 7, pp. 1363–1382.
- Oliver, Eric C.J., and others (2018). Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 1324.
- Park, Doo-Sun R., and others (2017). Asymmetric response of tropical cyclone activity to global warming over the North Atlantic and western North Pacific from CMIP5 model projections. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 41354.
- Payne, Mark R., and others (2017). Lessons from the first generation of marine ecological forecast products. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 289.
- Power, Scott B., and François P.D. Delage (2018). El Niño–southern oscillation and associated climatic conditions around the world during the latter half of the twenty-first century. *Journal of Climate*, vol. 31, No. 15, pp. 6189–6207.
- Rasmussen, E.M. and T.H. Carpenter (1982). Variations in tropical sea surface temperature and surface wind fields associated with the Southern Oscillation/El Niño. *Monthly Weather Review*, vol. 110, No. 5, pp. 354–384.
- Risser, Mark D., and Michael F. Wehner (2017). Attributable human-induced changes in the likelihood and magnitude of the observed extreme precipitation during hurricane Harvey. *Geophysical Research Letters*, vol. 44, No. 24, pp. 12–457.
- Santoso, Agus, and others (2017). The defining characteristics of ENSO extremes and the strong 2015/2016 El Niño. *Reviews of Geophysics*, vol. 55, No. 4, pp. 1079–1129.
- Sharmila, S., and K.J.E. Walsh (2018). Recent poleward shift of tropical cyclone formation linked to Hadley cell expansion. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 8, p. 730.
- Smale, Dan A., and others (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, vol. 9, No. 4, p. 306.
- Tommasi, Desiree, and others (2017). Managing living marine resources in a dynamic environment: the role of seasonal to decadal climate forecasts. *Progress in Oceanography*, vol. 152, pp. 15–49.

- Van Oldenborgh, G.J., and others (2017). Attribution of extreme rainfall from Hurricane Harvey, August 2017. *Environment Research Letters*, vol. 12, No. 12, 124009, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9ef2>.
- Vuuren, Detlef P., and others (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change*, vol. 109, No. 1, art. 5. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>.
- Yamada, Yohei, and others (2017). Response of tropical cyclone activity and structure to global warming in a high-resolution global nonhydrostatic model. *Journal of Climate*, vol. 30, No. 23, pp. 9703–9724.
- Young, Ian R., and Agustinus Ribal (2019). Multiplatform evaluation of global trends in wind speed and wave height. *Science*, vol. 364, No. 6440, pp. 548–552.

Élévation du niveau de la mer et villes

- Burt, John A., and others (2013). Urban breakwaters as reef fish habitat in the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 72, No. 2, pp. 342–350.
- C40 Cities (2019). www.c40.org/other/the-future-we-don-t-want-staying-a-float-the-urban-response-to-sea-level-rise.
- Chapman, M.G. (2003). Paucity of mobile species on constructed seawalls: effects of urbanization on biodiversity. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 264, pp. 21–29.
- Chee, Su Yin, and others (2017). Land reclamation and artificial islands: walking the tightrope between development and conservation. *Global Ecology and Conservation*, vol. 12, pp. 80–95.
- Church, J.A., and others (2013). Sea level change. In *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, T.F. Stocker, and others, eds., pp. 1137–1216. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Dafforn, Katherine A., and others (2015). Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, No. 2, pp. 82–90.
- De Sherbinin, Alex, and others (2007). The vulnerability of global cities to climate hazards. *Environment and Urbanization*, vol. 19, No. 1, pp. 39–64.
- Garschagen, Matthias, and Patricia Romero-Lankao (2015). Exploring the relationships between urbanization trends and climate change vulnerability. *Climatic Change*, vol. 133, No. 1, pp. 37–52.
- Hallegatte, Stephane, and others (2013). Future flood losses in major coastal cities. *Nature Climate Change*, vol. 3, No. 9, p. 802.
- Hanson, Susan, and others (2011). A global ranking of port cities with high exposure to climate extremes. *Climatic Change*, vol. 104, No. 1, pp. 89–111.
- Hinkel, Jochen, and others (2014). Coastal flood damage and adaptation costs under 21st century sea-level rise. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 9, pp. 3292–3297.
- Jonkers, L., and others (2019). Global change drives modern plankton communities away from the pre-industrial state. *Nature*, 570, pp. 372–375. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1230-3>.
- Mendelsohn, Robert, and others (2012). The impact of climate change on global tropical cyclone damage. *Nature Climate Change*, vol. 2, No. 3, p. 205.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (2019). Sea Level Rise Viewer. 2019. <https://coast.noaa.gov/digitalcoast/tools/slr.html>.
- Sengupta, Dhritiraj, and others (2018). Building beyond land: An overview of coastal land reclamation in 16 global megacities. *Applied Geography*, vol. 90, pp. 229–238.
- Takagi, Hiroshi, and others (2016). Projection of coastal floods in 2050 Jakarta. *Urban Climate*, vol. 17, pp. 135–145.
- Temmerman, Stijn, and others (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature*, vol. 504 (7478), pp. 79–83.

Vitousek, Sean, and others (2017). Doubling of coastal flooding frequency within decades due to sea-level rise. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, art. 1399.

Pressions dues aux changements de température

Barange, M., and others (2018). Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 627. Rome, FAO.

Blanchard, Julia L., and others (2017). Linked sustainability challenges and trade-offs among fisheries, aquaculture and agriculture. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 9, p. 1240.

Boyd, P.W., and others (2016). Physiological responses of a Southern Ocean diatom to complex future ocean conditions. *Nature Climate Change*, vol. 6, No. 2, p. 207.

Cochard, Roland, and others (2008). The 2004 tsunami in Aceh and Southern Thailand: a review on coastal ecosystems, wave hazards and vulnerability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 10, No. 1, pp. 3–40.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *Deep Ocean Stewardship Initiative. Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Fisheries*. Technical Paper 638. Rome.

Fu, Weiwei, and others (2016). Climate change impacts on net primary production (NPP) and export production (EP) regulated by increasing stratification and phytoplankton community structure in the CMIP5 models. *Biogeosciences*, vol. 13, No. 18, pp. 5151–70. <https://doi.org/10.5194/bg-13-5151-2016>.

Golden, Christopher D., and others (2016). Nutrition: Fall in fish catch threatens human health. *Nature News*, vol. 534, No. 7607, p. 317.

Hilmi, Nathalie, and others (2014). Exposure of Mediterranean countries to ocean acidification. *Water*, vol. 6, No. 6, pp. 1719–1744.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2018). *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty*. Valérie Masson-Delmotte and others, eds.

Pendleton, Linwood H., and others (2016). Has the value of global marine and coastal ecosystem services changed? *Marine Policy*, vol. 64, pp. 156–158.

Semenza, Jan C., and others (2017). Environmental suitability of *Vibrio* infections in a warming climate: an early warning system. *Environmental Health Perspectives*, vol. 125, No. 10, art. 107004.

Sweetman, Andrew K., and others (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, No. 4.

Worm, Boris, and others (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, vol. 314, No. 5800, pp. 787–790.

Yool, Andrew, and others (2017). Big in the benthos: Future change of seafloor community biomass in a global, body size-resolved model. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 9, pp. 3554–3566.

Pressions dues aux changements dans la composition chimique de la mer

Agostini, Sylvain, and others (2018). Ocean acidification drives community shifts towards simplified non-calcified habitats in a subtropical- temperate transition zone. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 11354.

Albright, Rebecca, and others (2018). Carbon dioxide addition to coral reef waters suppresses net community calcification. *Nature*, vol. 555, No. 7697, p. 516.

- Battaglia, Gianna, and Fortunat Joos (2018). Marine N₂O emissions from nitrification and denitrification constrained by modern observations and projected in multimillennial global warming simulations. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 32, No. 1, pp. 92–121.
- Breitburg, Denise L., and others (2009). Hypoxia, nitrogen, and fisheries: integrating effects across local and global landscapes. *Annual Review of Marine Science*, vol. 1, pp. 329–349.
- Breitburg, Denise L., and others (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, vol. 359, No.6371, eaam7240.
- Breitburg, Denise L., and others (2019). Multiple stressors – forces that combine to worsen deoxygenation and its effects. In *Ocean Deoxygenation: Everyone's Problem Causes, Impacts, Consequences and Solutions*. Löffely, D., and Baxter, J. eds. IUCN, pp. 225–247.
- Brodie, Juliet, and others (2014). The future of the northeast Atlantic benthic flora in a high CO₂ world. *Ecology and Evolution*, vol. 4, No. 13, pp. 2787–2798.
- Buitenhuis, Erik T., and others (2018). Constraints on global oceanic emissions of N₂O from observations and models. *Biogeosciences*, vol. 15, No. 7, pp. 2161–2175.
- Cayabyab, R.R., and others (2002). *Histamine Fish Poisoning Following Massive Fishkill in Bolinao, Pangasinan, February 2002*. Regional Epidemiology and Surveillance Unit I Report 3. Philippines: Department of Health.
- Connell, Sean D., and others (2018). The duality of ocean acidification as a resource and a stressor. *Ecology*, vol. 99, No. 5, pp. 1005–1010.
- Cooley, Sarah R., and others (2016). Community-level actions that can address ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 128.
- Cornwall, Christopher E., and others (2017). Inorganic carbon physiology underpins macroalgal responses to elevated CO₂. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 46297.
- Craig, J. Kevin (2012). Aggregation on the edge: effects of hypoxia avoidance on the spatial distribution of brown shrimp and demersal fishes in the Northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 445, pp. 75–95.
- Dam, Hans G., and Hannes Baumann (2017). Climate change, zooplankton and fisheries. *Climate Change Impacts on Fisheries and Aquaculture: A Global Analysis*, vol. 2, pp. 851–874.
- Deutsch, Curtis, and others (2015). Climate change tightens a metabolic constraint on marine habitats. *Science*, vol. 348, No. 6239, pp. 1132–1135.
- Diaz, Robert J., and Rutger Rosenberg (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, vol. 321, No. 5891, pp. 926–929.
- Ekstrom, Julia A., and others (2015). Vulnerability and adaptation of US shellfisheries to ocean acidification. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 3, p. 207.
- Enochs, I.C., and others (2015). Shift from coral to macroalgae dominance on a volcanically acidified reef. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 12, p. 1083.
- Foo, Shawna Andrea, and others (2018). The carbon dioxide vents of Ischia, Italy, a natural system to assess impacts of ocean acidification on marine ecosystems: an overview of research and comparisons with other vent systems. In *Oceanography and Marine Biology*, pp. 237–310. CRC Press.
- Froehlich, Halley E., and others (2017). When does hypoxia affect management performance of a fishery? A management strategy evaluation of Dungeness crab (*Metacarcinus magister*) fisheries in Hood Canal, Washington, United States. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 74, No. 6, pp. 922–932.
- Gallo, Natalya D., and others (2019). Home sweet suboxic home: remarkable hypoxia tolerance in two demersal fish species in the Gulf of California. *Ecology*, vol. 100, No. 3, e02539.
- Gallo, N.D., and L.A. Levin (2016). Fish ecology and evolution in the world's oxygen minimum zones and implications of ocean deoxygenation. In *Advances in Marine Biology*, vol. 74, pp. 117–198. Elsevier.

- Global Ocean Acidification Observing Network (GOA-ON) (2019). *Global Ocean Acidification Observing Network (GOA-ON) Implementation Strategy*. www.goa-on.org.
- Gómez, Carlos E., and others (2018). Growth and feeding of deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the California margin under simulated ocean acidification conditions. *PeerJ*, vol. 6, e5671.
- Hall-Spencer, Jason M., and Ben P. Harvey (2019). Ocean acidification impacts on coastal ecosystem services due to habitat degradation. *Emerging Topics in Life Sciences*, vol. 3, No. 2, pp. 197–206.
- Hall-Spencer, Jason M., and Ro Allen (2015). The impact of CO₂ emissions on “nuisance” marine species. *Research and Reports in Biodiversity Studies*, vol. 4, pp. 33–46.
- Hernroth, Bodil E., and Susanne P. Baden (2018). Alteration of host-pathogen interactions in the wake of climate change – Increasing risk for shellfish associated infections? *Environmental Research*, vol. 61, pp. 425–438.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- Keister, Julie E., and Loren B. Tuttle (2013). Effects of bottom-layer hypoxia on spatial distributions and community structure of mesozooplankton in a sub-estuary of Puget Sound, Washington, U.S.A. *Limnology and Oceanography*, vol. 58, No. 2, pp. 667–80. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.2.0667>.
- Koslow, J. Anthony, and others (2011). Impact of declining intermediate-water oxygen on deepwater fishes in the California Current. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 436, pp. 207–218.
- Koslow, J. Anthony, and others (2018). The evolving response of mesopelagic fishes to declining midwater oxygen concentrations in the southern and central California Current. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 76, No. 3, pp. 626–638.
- Lam, Vicky W.Y., and others (2019). Dealing with the effects of ocean acidification on coral reefs in the Indian Ocean and Asia. *Regional Studies in Marine Science*, vol. 28, 100560.
- Linares, Cristina, and others (2015). Persistent natural acidification drives major distribution shifts in marine benthic ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 282, No. 1818, 20150587.
- McCormick, Lillian R., and Lisa A. Levin (2017). Physiological and ecological implications of ocean deoxygenation for vision in marine organisms. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 375, No. 2102, 20160322.
- Munday, Philip L. (2017). New perspectives in ocean acidification research: editor’s introduction to the special feature on ocean acidification. *Biology Letters*, vol. 13.
- Pauly, Daniel, and William W.L. Cheung (2018). Sound physiological knowledge and principles in modeling shrinking of fishes under climate change. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 1, pp. e15–e26.
- Pineda, Jesús, and others (2016). A crab swarm at an ecological hotspot: patchiness and population density from AUV observations at a coastal, tropical seamount. *PeerJ*, vol. 4, e1770.
- Pörtner, Hans-O. (2012). Integrating climate-related stressor effects on marine organisms: unifying principles linking molecule to ecosystem-level changes. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 470, pp. 273–290.
- Purcell, Kevin M., and others (2017). Fleet behavior is responsive to a large-scale environmental disturbance: Hypoxia effects on the spatial dynamics of the northern Gulf of Mexico shrimp fishery. *PloS One*, vol. 12, No. 8, e0183032.
- Rice, Michael A. (2014). Extension programming in support of public policy for the management of aquaculture in common water bodies. *Aquacultura Indonesiana*, vol. 15, No. 1.
- Riebesell, Ulf, and Jean-Pierre Gattuso (2015). Lessons learned from ocean acidification research. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 1, p. 12.
- Rose, Kenneth A., and others (2018). Modeling the population effects of hypoxia on Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*) in the northwestern Gulf of Mexico: part 2—realistic hypoxia and

- eutrophication. *Estuaries and Coasts*, vol. 41, No. 1, pp. 255–279. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0267-5>.
- Russell, Bayden D., and others (2013). Future seagrass beds: Can increased productivity lead to increased carbon storage? *Marine Pollution Bulletin*, vol. 73, No. 2, pp. 463–469.
- Sato, Kirk N., and others (2017). Habitat compression and expansion of sea urchins in response to changing climate conditions on the California continental shelf and slope (1994–2013). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 137, pp. 377–389.
- Schmidtko, Sunke, and others (2017). Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades. *Nature*, vol. 542, No. 7641, p. 335.
- Sokolova, Inna M. (2013). Energy-limited tolerance to stress as a conceptual framework to integrate the effects of multiple stressors. *Integrative and Comparative Biology*, vol. 53, No. 4, pp. 597–608.
- Sperling, Erik A., and others (2016). Biodiversity response to natural gradients of multiple stressors on continental margins. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 283, No. 1829, 20160637.
- Stramma, Lothar, and others (2012). Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes. *Nature Climate Change*, vol. 2, No. 1, p. 33.
- Sunday, Jennifer M., and others (2017). Ocean acidification can mediate biodiversity shifts by changing biogenic habitat. *Nature Climate Change*, vol. 7, No. 1, p. 81.
- Teixidó, Nuria, and others (2018). Functional biodiversity loss along natural CO₂ gradients. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 5149.
- Thomas, Peter, and others (2015). Impaired gamete production and viability in Atlantic croaker collected throughout the 20,000 km² hypoxic region in the northern Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 101, No. 1, pp. 182–192.
- Thomas, Y., and others (2019). Effects of hypoxia on metabolic functions in marine organisms: Observed patterns and modelling assumptions within the context of Dynamic Energy Budget (DEB) theory. *Journal of Sea Research*, vol. 143, pp. 231–242.
- Vizzini, S., and others (2017). Ocean acidification as a driver of community simplification via the collapse of higher-order and rise of lower-order consumers. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, art. 4018.
- Wishner, Karen F., and others (2018). Ocean deoxygenation and zooplankton: Very small oxygen differences matter. *Science Advances*, vol. 4, No. 12, eaau5180.
- Wright, Jody J., and others (2012). Microbial ecology of expanding oxygen minimum zones. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 10, No. 6, p. 381.

Chapitre 10

Changements dans les apports en nutriments au milieu marin

Contributeurices et contributeurs : Thomas C. Malone (organisateur de l'équipe de rédaction), Archis Ambulker, Maria João Bebianno (coresponsable d'équipe), Paula Bontempi, Michael Krom, Harri Kuosa, Joseph Montoya, Alice Newton, Yapo Ossey, João Sarkis Yunes, Walker Smith, Lars Sonesten, Georgios Sylaios, Juying Wang (responsable d'équipe) et Kedong Yin.

Principales observations

- Les apports d'azote (N) et de phosphore (P) dans les écosystèmes côtiers par le biais de l'écoulement fluvial et des dépôts atmosphériques ont augmenté rapidement au cours du XX^e siècle. Cette hausse est due aux apports anthropiques provenant principalement de l'utilisation d'engrais synthétiques, de la combustion de combustibles fossiles, de la culture de légumineuses (fixation de N₂), de la production de fumier par le bétail et des déchets municipaux.
- L'augmentation des apports de nutriments d'origine anthropique a entraîné une augmentation globale de l'eutrophisation culturelle des eaux côtières, ces apports dépassant désormais ceux liés aux processus naturels.
- Le processus d'eutrophisation culturelle engendre diverses réponses écologiques, dont une augmentation de la gravité et de l'étendue de l'hypoxie côtière, de l'acidification et des épisodes de prolifération d'algues toxiques. L'eutrophisation culturelle représente donc une menace sérieuse pour la santé des écosystèmes côtiers et pour leur capacité à fournir des services valorisés par la société.
- On prévoit que la production anthropique d'azote et de phosphore sera quasiment doublée au cours de la première moitié du XXI^e siècle.
- Réduire les apports anthropiques d'azote et de phosphore dans les eaux côtières, afin de minimiser le risque d'eutrophisation côtière et l'ampleur du phénomène au cours du XXI^e siècle, devrait donc constituer une priorité au niveau international.

1. Introduction

Au cours du XXI^e siècle, l'augmentation des apports anthropiques d'azote et de phosphore dans les écosystèmes côtiers par écoulement fluvial est devenue la principale cause de l'eutrophisation culturelle¹ et de la dégradation des écosystèmes des eaux côtières qui en résulte dans le monde entier (Rabalais et al., 2009a, 2009b; Paerl et al., 2014; Beusen et al., 2016; Ngatia et al., 2019). Cette tendance est sans doute la menace anthropique la plus répandue pour la santé des écosystèmes côtiers [Rabalais et al., 2009b; Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2014].

Nixon (1995) a défini l'eutrophisation comme une augmentation du taux d'apport de matière organique dans un écosystème et a noté qu'une telle augmentation dans les écosystèmes côtiers avait diverses causes, la plus courante étant des apports excessifs d'azote et de phosphore inorganiques biologiquement actifs. La production primaire nette de phytoplancton

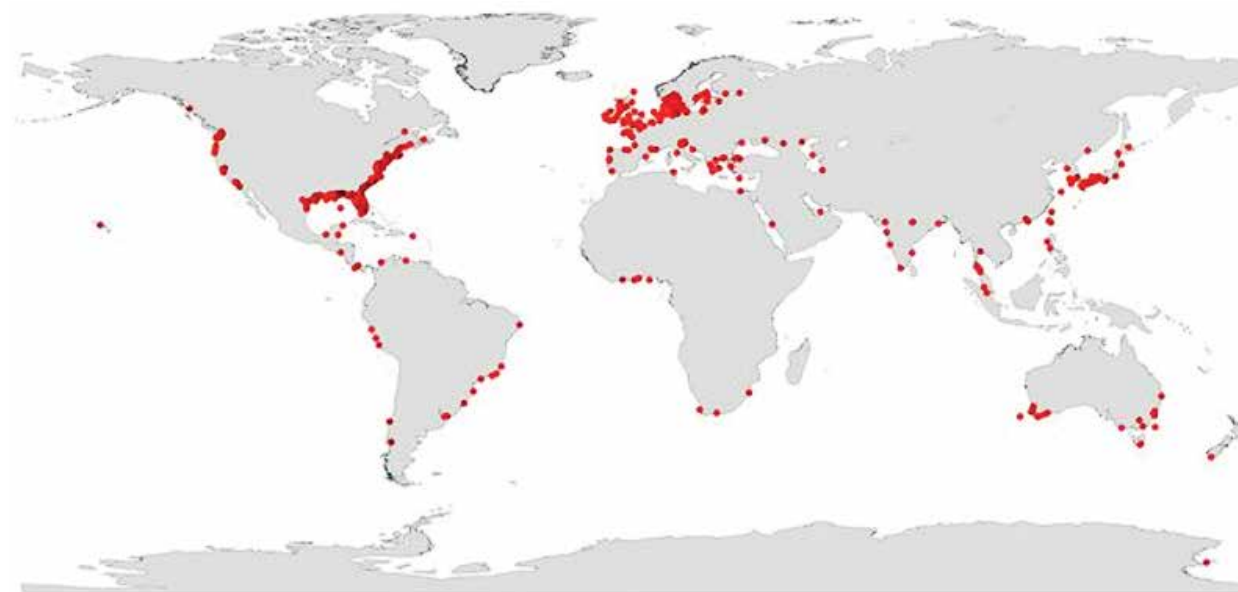
dans la plupart des écosystèmes côtiers étant principalement limitée par la disponibilité d'azote (Howarth et Marino, 2006; Elser et al., 2007), la biomasse du phytoplancton dans les eaux côtières a augmenté en conséquence (Howarth et al., 2011). Combinée à des apports anthropiques supplémentaires de nutriments organiques provenant de sources terrestres, l'accumulation de matière organique qui en résulte a conduit à l'eutrophisation culturelle de nombreux écosystèmes côtiers dans le monde entier (voir figure ci-après), processus qui représente sans doute la menace la plus sérieuse pour les services écosystémiques marins valorisés par la société, tels que la contribution à la biodiversité, la production d'oxygène, l'atténuation des inondations côtières, la pêche et la séquestration du CO₂ atmosphérique (Howarth et al., 2000; Bachmann et al., 2006; Martínez et al., 2007; Costanza et al., 2017).

¹ Il s'agit de l'eutrophisation due aux apports anthropiques de nutriments et de matières organiques qui nuisent à la santé des écosystèmes (Smith et al., 2006; Rabalais et al., 2009a, 2009b).

Le présent chapitre est axé sur les apports anthropiques d'azote (tel que le nitrate dissous, le nitrite, l'ammonium, l'urée et les acides aminés libres) et de phosphore (PO_4^{-3}) (tel que l'orthophosphate, le polyphosphate et les phosphates organiquement liés) biologiquement réactifs fixés dans les eaux côtières, conformément à la définition du réseau mondial des grands écosystèmes marins². Dans ce contexte, les objectifs du présent chapitre sont les suivants : a) documenter les changements

dans les apports anthropiques d'azote et de phosphore dans certains écosystèmes marins côtiers; b) évaluer les impacts de l'eutrophisation culturelle sur ces écosystèmes; c) établir des projections sur la manière dont ces changements devraient affecter la capacité de l'écosystème côtier à soutenir les services écosystémiques au cours du XXI^e siècle dans le contexte des changements climatiques à l'échelle mondiale; d) recenser les lacunes dans les connaissances actuelles.

Répartition mondiale des écosystèmes marins côtiers eutrophes



Source : Breitburg et al., 2018.

Note : De récentes études menées aux États-Unis d'Amérique et en Europe ont révélé que de très nombreuses zones côtières présentent des symptômes d'eutrophisation, ce phénomène touchant 78 % de la zone côtière continentale des États-Unis et environ 65 % de la côte atlantique de l'Europe.

Les informations présentées ci-après sont à mettre en lien avec certains autres chapitres de la présente Évaluation (chap. 4 à 9, 11 à 15, 22 et 28). Le chapitre 5 (sur les tendances de l'état physique et chimique de l'océan) et le chapitre 6A (sur la diversité du plancton) sont particulièrement pertinents. La thématique du chapitre 5 est abordée dans le présent chapitre dans la mesure où les changements dans les apports de nutriments et l'eutrophisation sont

des tendances liées aux conditions environnementales physiques et chimiques (l'accent étant mis sur les changements induits par le climat). La thématique du chapitre 6A est elle aussi abordée dans la mesure où les changements en matière de diversité planctonique sont pertinents pour le problème de l'eutrophisation côtière.

² Le réseau mondial des grands écosystèmes marins comprend les bassins versants côtiers et les masses d'eau côtières (estuaires et eaux libres des plateaux continentaux) (consulter l'adresse www.lmehub.net). Les grands écosystèmes marins, dont la taille varie d'environ 200 000 km² à plus de 1 000 000 km², englobent des masses d'eau côtières où la productivité primaire est généralement plus élevée qu'en pleine mer.

2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l’océan

Le chapitre 20 de la première Évaluation mondiale de l’océan (Nations Unies, 2017) contenait un examen des apports côtiers, fluviaux et atmosphériques de contaminants d’origine terrestre. Il était particulièrement axé sur les substances dangereuses, les perturbateurs endocriniens, les nutriments et les agents pathogènes d’origine hydrique, ainsi que sur les substances radioactives. Les aspects liés aux apports de nutriments anthropiques dans l’océan en général et dans les écosystèmes côtiers en particulier sont les plus pertinents aux fins du présent chapitre. Outre la vue d’ensemble résumée ci-après, le chapitre 20 de la première Évaluation comprenait une synthèse des apports de nutriments dans différentes régions de l’océan mondial (océan Arctique et régions de l’océan Atlantique, de l’océan Indien et de l’océan Pacifique) et des impacts de ce phénomène sur chacune d’entre elles.

Les principales sources de nutriments anthropiques sont les eaux usées municipales, les engrais utilisés dans l’agriculture, la combustion de combustibles fossiles et les industries alimentaires. Les principales voies de transport des nutriments depuis ces sources terrestres jusqu’à l’océan sont l’écoulement fluvial et les dépôts atmosphériques. Le contrôle des apports de nutriments provenant des déchets municipaux demeure un défi dans le monde en développement. En ce qui concerne l’agriculture, l’utilisation d’engrais a connu une croissance rapide au cours des dernières décennies : on constate une augmentation de 42 % au niveau mondial entre 2002 et 2012. Or, l’utilisation d’engrais en Amérique latine, en Asie du Sud, en Asie orientale et en Océanie

a plus que doublé au cours de la même période. Les apports atmosphériques d’azote provenant de la combustion de combustibles fossiles ont eux aussi augmenté. Dans le nord-ouest de l’Europe, plus de 25 % des émissions d’azote dans l’atmosphère proviennent des énergies fossiles. Les conséquences précises d’un apport excessif de nutriments dépendent des conditions environnementales locales, notamment la vitesse à laquelle les masses d’eau semi-fermées sont balayées par les courants et la force de la stratification de la densité de la colonne d’eau.

Les apports terrestres de nutriments ne sont pas nuisibles en soi, mais ils peuvent causer des problèmes lorsqu’ils sont excessifs. Les apports d’azote et de phosphore anthropiques, qui ont plus que doublé au cours du siècle dernier, ont affecté la santé des écosystèmes marins dans le monde entier. L’augmentation de ces apports stimule la croissance du phytoplancton, entraînant une production primaire nette excessive qui conduit souvent à l’accumulation de la biomasse phytoplantonique et à l’eutrophisation. Cela entraîne le développement de « zones mortes » appauvries en oxygène, la perte des herbiers de phanérogames marines et l’augmentation de l’occurrence des proliférations de phytoplancton toxique. À l’échelle mondiale, l’extension des zones appauvries en oxygène (dites « mortes ») dans les eaux côtières s’est gravement intensifiée pour atteindre plus de 400 systèmes depuis les années 1960 et une superficie cumulée d’environ 245 000 km² dans le monde.

3. Modèles et tendances à l'échelle mondiale

3.1. Apports anthropiques d'azote et de phosphore biologiquement réactifs

3.1.1. Sources

Au cours du XX^e siècle, l'apport mondial d'azote et de phosphore biologiquement réactifs a doublé en raison des activités anthropiques (Beusen et al., 2016; Seitzinger et Mayorga, 2016). Plus de la moitié des nouvelles³ charges d'azote et de phosphore enregistrées dans la plupart des écosystèmes côtiers (73 % des grands écosystèmes marins) sont liées à des sources anthropiques, dont les apports actuels ont été estimés à environ $210\text{-}223 \times 10^9$ kg d'azote par an (Lee et al., 2016) et à environ 34×10^9 kg de phosphore par an (Harrison et al., 2005). Les apports de tels nutriments dans les grands écosystèmes marins proviennent des pratiques agricoles⁴, de la combustion de combustibles fossiles et des déchets municipaux (Galloway et al., 2004; Howarth, 2008), comme suit :

a) Les engrais synthétiques constituent la principale source d'azote et de phosphore d'origine anthropique⁵ (Vitousek et al., 1997; Mosier et al., 2004). D'un niveau proche de zéro en 1910, la quantité d'engrais synthétique utilisée dans l'agriculture a augmenté de manière exponentielle pour atteindre environ 118×10^9 kg d'azote et $17,5 \times 10^9$ kg de phosphore par an en 2013 (Peñuelas et al., 2013; Lu et Tian, 2017). Les principales zones soumises à l'utilisation intensive d'engrais, qui étaient concentrées aux États-Unis et en Europe occidentale dans les années 1960, se sont déplacées vers l'Asie orientale au début du XXI^e siècle. En 2013, l'Asie orientale, l'Asie du Sud et l'Asie du Sud-Est représentaient 71 % de la consommation mondiale

d'engrais, suivies de l'Amérique du Nord (11 %), de l'Europe (7 %) et de l'Amérique du Sud (6 %) (Lu et Tian, 2017). En ce qui concerne la charge en azote, la volatilisation de l'ammoniac provenant des terres agricoles émet environ 10×10^9 kg d'azote par an dans l'atmosphère (Vitousek et al., 1997; Bouwman et al., 2013);

- b) La combustion des combustibles fossiles libère dans l'atmosphère de l'azote fixé provenant du stockage à long terme dans des formations géologiques, sous forme d'oxydes d'azote (NO_x). Au total, les émissions des centrales électriques au charbon et au pétrole, des automobiles et d'autres processus de combustion sont de l'ordre de 40×10^9 kg d'azote par an (Peñuelas et al., 2013). La répartition mondiale des émissions de NO_x n'est pas uniforme : l'Asie, l'Europe, l'Amérique du Nord et l'Afrique subsaharienne représentent respectivement 30 %, 20 %, 17 % et 12 % des émissions (Lamsal et al., 2011);
- c) En raison du remplacement de vastes zones de végétation naturelle par des monocultures de légumineuses qui hébergent des bactéries symbiotiques fixant le diazote, l'apport anthropique lié à la fixation biologique du diazote dans les bassins versants côtiers est estimé à 33×10^9 kg par an (Boyer et Howarth, 2008);
- d) La production de fumier provenant de l'élevage a augmenté rapidement au cours du siècle dernier. Les charges actuelles d'azote et de phosphore des fumiers sont estimées à environ 18×10^9 kg d'azote par an et à environ $2,5 \times 10^9$ kg de phosphore par an, les principales zones concernées étant situées en Europe occidentale, dans le sud-est de l'Australie, dans le nord-est de la Chine et en Inde (Peñuelas et al., 2013; Zhang et al., 2017);

³ Les nouveaux apports d'azote sont ceux qui proviennent de l'extérieur de l'écosystème, par opposition aux apports générés au sein de l'écosystème à mesure de la décomposition de la matière organique.

⁴ Les pratiques agricoles comprennent l'utilisation d'engrais synthétiques, l'élevage et la culture de légumineuses (fixation biologique de N_2).

⁵ Les engrais synthétiques comprennent le nitrate d'ammonium, le phosphate d'ammonium, le superphosphate et l'urée.

- e) À l'échelle mondiale, 80 % des eaux usées municipales sont rejetées dans l'environnement sans avoir été traitées [Programme mondial pour l'évaluation des ressources en eau (WWAP), 2017]. Les eaux usées constituent donc la source urbaine la plus courante de pollution par les nutriments, avec des rejets dans l'environnement estimés à environ 9×10^9 kg d'azote et environ $1,4 \times 10^9$ kg de phosphore en 2018 (extrapolation à partir de Van Drecht et al., 2009). Le pourcentage des eaux usées traitées⁶ varie selon les régions : il est de 90 % en Amérique du Nord, de 66 % en Europe, de 35 % en Asie et de 14 % en Amérique latine et aux Caraïbes, contre moins de 1 % en Afrique (Selman et al., 2010).

Les apports de sources non ponctuelles (diffuses) [points a) à d) ci-dessus : 218×10^9 kg N/an] dépassent de loin les apports de sources ponctuelles provenant des eaux usées [point e) ci-dessus : environ 9×10^9 kg N/an] et sont plus difficiles à contrôler. En fin de compte, la plupart de ces apports sont transportés vers les eaux côtières par le ruissellement des cours d'eau et par les dépôts atmosphériques (Howarth, 2008; Spokes et Jickells, 2005; Jickells et al., 2017)⁷. Ces deux canaux de transport sont des voies d'apport majeures pour l'azote, tandis que le dépôt atmosphérique de phosphore réactif est négligeable par rapport aux apports fluviaux. Ainsi, l'accélération du cycle global de l'eau due au climat et l'augmentation connexe de l'ampleur et de la fréquence des épisodes de précipitations intenses (Sinha et al., 2017) accéléreront les apports de nutriments provenant de sources diffuses (par exemple, l'agriculture) dans les eaux côtières (Howarth et al., 2012). Dans ce contexte, il convient de noter que les réductions des charges d'azote et de phosphore sont principalement dues aux avancées en matière de traitement des eaux usées dans les pays développés, tandis que les efforts visant à réduire les apports diffus

provenant de sources agricoles se sont avérés, pour la plupart, moins efficaces (Boesch, 2019).

3.1.2. Transport de nutriments anthropiques jusqu'aux eaux côtières

Les apports anthropiques qui atteignent les eaux côtières par le biais de l'écoulement fluvial sont alimentés par les apports anthropiques dans les bassins versants côtiers, par les précipitations dans les bassins versants et par le transport fluvial à partir des bassins versants (Howarth et al., 1996; Green et al., 2004). À l'échelle mondiale, il existe une corrélation linéaire notable entre les apports nets d'azote anthropique dans les bassins versants côtiers et l'exportation totale d'azote par les cours d'eau dans les eaux côtières (Boyer et Howarth, 2008). Au cours du XX^e siècle, les apports fluviaux totaux d'azote et de phosphore dans les eaux côtières sont respectivement passés d'environ 27×10^9 kg par an à environ 48×10^9 kg par an et d'environ 2×10^9 kg par an à environ 4×10^9 kg par an (Galloway et al., 2004; Beusen et al., 2016). Boyer et Howarth (2008) ont estimé les apports fluviaux d'azote dans les bassins océaniques comme suit : Atlantique (principalement en provenance de l'est de l'Amérique du Nord et de l'Europe occidentale) : $15-25 \times 10^9$ kg d'azote par an; Pacifique (principalement en provenance de l'Asie orientale) : $10-14 \times 10^9$ kg d'azote par an; océan Indien : $7-8 \times 10^9$ kg d'azote par an; Arctique : $2-4 \times 10^9$ kg d'azote par an.

Les composés azotés atmosphériques proviennent de sources agricoles (volatilisation de l'ammoniac) et des combustibles fossiles (émission de NO_x). Contrairement à la charge en nutriments d'origine fluviale, les apports d'azote imputés aux dépôts atmosphériques sont alimentés par les apports et les émissions anthropiques des bassins atmosphériques côtiers (qui sont généralement beaucoup

⁶ Traitement primaire, secondaire ou tertiaire.

⁷ L'écoulement d'eau phréatique, qui représente environ 2,4 % des apports de nutriments dans les eaux côtières à l'échelle mondiale (Luijendijk et al., 2020), n'est pas documenté pour la plupart des grands écosystèmes marins abordés dans le présent chapitre. Les apports des exploitations aquacoles sont également faibles : on estime que les nutriments rejetés chaque année dans les eaux côtières par les exploitations aquacoles de poissons ne représentent qu'environ 1 % des apports anthropiques dans le monde (Hargrave, 2005). Ces voies d'apport ne sont donc pas prises en compte dans le présent chapitre.

plus grands que les bassins versants), par le transport atmosphérique à partir des bassins atmosphériques et par les précipitations tombant directement dans les eaux côtières (Valigura et al., 2001). Comme pour l'azote transporté par les cours d'eau, le dépôt atmosphérique d'azote dans l'océan mondial a augmenté rapidement au cours du XX^e siècle, passant d'un niveau préindustriel d'environ 22×10^9 kg d'azote par an à plus de 45×10^9 kg d'azote par an aujourd'hui (Dentener et al., 2006; Duce et al., 2008). Sur cette quantité, on estime que les dépôts atmosphériques dans les eaux côtières sont actuellement de l'ordre de 8×10^9 kg d'azote par an (Seitzinger et al., 2010; Ngatia et al., 2019). L'importance relative des dépôts atmosphériques en tant que nouvelle source d'azote varie selon les écosystèmes côtiers, allant de 2 à 5 % dans les écosystèmes où les apports d'azote par les cours d'eau sont élevés (par exemple le nord du golfe du Mexique ou le plateau continental du Brésil) et jusqu'à 40 % dans les écosystèmes où les apports fluviaux sont relativement faibles (par exemple la baie de Kiel dans la mer Baltique et le détroit de Pamlico en Caroline du Nord, aux États-Unis) (Paerl et al., 2002). À l'échelle mondiale, les dépôts atmosphériques d'azote représentent environ 4 % des apports anthropiques dans les eaux côtières.

3.2. Impacts documentés des apports de nutriments anthropiques

3.2.1. Appauvrissement en oxygène et acidification

Depuis 1950, le nombre d'écosystèmes côtiers touchés par l'hypoxie [oxygène dissous (O_2) ≤ 2 mg/l ou 63 millimoles (mmol)/l] est passé d'environ 50 en 1950 à plus de 500 en 2015, ce qui est dû à l'augmentation de la teneur en nutriments d'origine anthropique et au réchauffement des océans (Diaz et Rosenberg, 2008; Kemp et al., 2009; Breitburg et al., 2018). Selon une autre estimation, datant de 2019, ce nombre pourrait s'avérer plus élevé, à hauteur d'environ 700 (Diaz et al., 2019). Non seulement la propagation mondiale de

l'hypoxie côtière a entraîné la perte d'habitats oxygénés pour les organismes aérobies, mais elle menace également la survie des récifs coralliens (Fabricius, 2011; Altieri et al., 2019). En outre, elle amplifie l'acidification des océans car l'augmentation de la demande biologique en oxygène produit du CO_2 , sous-produit de la respiration aérobie (Wallace et al., 2014).

3.2.2. Événements liés aux algues toxiques

La production de toxines peut entraîner la mortalité massive de poissons et de crustacés et nuire à la santé des personnes qui consomment des poissons et des crustacés contaminés ou qui sont exposées à des toxines par contact direct (Glibert et al., 2005). Au niveau mondial, on a observé plus de phénomènes algaux toxiques dans les eaux côtières au cours de la dernière décennie qu'au cours des décennies précédentes (Heisler et al., 2008), ce qui est en grande partie dû aux apports de nutriments anthropiques et de la modification des ratios N:P (Glibert et Bouwman, 2012; Glibert et al., 2018), de l'introduction d'espèces toxiques exotiques, de l'acidification des océans (Riebesell et al., 2018) et de l'augmentation de la température de l'eau et de la stratification verticale de la partie supérieure de l'océan⁸ (Glibert et al., 2014).

3.2.3. Perte d'habitats biologiquement modifiés essentiels

Les récifs coralliens et les herbiers de phanérogames marines soutiennent un large éventail de services écosystémiques, notamment la protection du littoral, le contrôle de l'érosion, le maintien de la biodiversité et la pêche (Barbier et al., 2011). Cependant, les récifs coralliens et les herbiers de phanérogames marines situés dans les eaux chaudes sont menacés par de multiples facteurs de stress anthropiques (par exemple le réchauffement et l'acidification des océans, l'eutrophisation, la surpêche et les pratiques de pêche destructrices). Depuis plus de 30 ans, le réchauffement des océans affecte les récifs coralliens, se traduisant par le blanchiment et la mortalité des coraux dus au stress thermique (Heron et al., 2017). Le

⁸ Les 1 000 premiers mètres de la colonne d'eau.

risque de blanchiment a augmenté à l'échelle mondiale à un rythme de 4 % par an, la proportion des récifs touchés par le blanchiment sur une année donnée étant passée de 8 % dans les années 1980 à 31 % en 2016 (Hughes et al., 2018). Cette tendance sera probablement exacerbée par l'eutrophisation côtière (Wear et Thurber, 2015). Des études ont montré que

l'eutrophisation et l'augmentation de la température de l'eau provoquent un recul de la superficie des herbiers de phanérogames marines (Waycott et al., 2009; Mvungi et Pillay, 2019). En effet, la superficie des prairies de phanérogames a diminué d'environ 29 % depuis le début du XX^e siècle, à un taux annuel d'environ 1,5 % (Fourqurean et al., 2012).

4. Modèles et tendances à l'échelle régionale

De nombreux grands écosystèmes marins sont des zones sensibles en termes d'augmentation de la charge en nutriments anthropiques, tant dans les pays développés que dans les pays en développement. En vue de fournir des perspectives régionales et mondiales sur l'évolution des apports de nutriments dans les systèmes côtiers du monde entier, un groupe de travail international a élaboré un modèle global de bassin versant qui met en relation les activités humaines et les processus naturels dans les bassins versants, d'une part, et les apports de nutriments dans les systèmes côtiers à l'échelle mondiale, d'autre part (Seitzinger et al., 2005; Lee et al., 2016). À partir de la contribution de l'azote inorganique dissous d'origine anthropique aux apports totaux d'azote inorganique dissous dans les grands écosystèmes marins (Lee et al., 2016), neuf grands écosystèmes marins présentant des superficies diverses et différents apports d'azote inorganique dissous d'origine anthropique sont exposés dans le tableau ci-après.

4.1. Mer du Nord (Grand écosystème marin 22; 690 000 km²)

La mer du Nord englobe deux sous-régions : a) les eaux côtières eutrophes peu profondes situées au long de sa frontière sud-est; b) les eaux oligotrophes profondes de la haute mer. Dans cette deuxième zone, les apports en nutriments sont restés pratiquement inchangés au cours des 50 dernières années, tandis que

les eaux côtières ont connu une augmentation de la charge en azote d'environ 2,9 à 4,8 x 10⁹ kg d'azote par an entre 1950 et 1990. Au cours de la même période, la charge en phosphore y est passée de 0,44 à 0,64 x 10⁹ kg de phosphore par an (Vermaat et al., 2008). Les apports fluviaux d'azote et de phosphore dans la sous-région côtière représentent la majeure partie de la charge anthropique : 75 % de ces apports proviennent du Rhin et de l'Elbe, qui se déversent dans les eaux côtières du sud-est de la mer du Nord (Radach et Pätsch, 2007; Paramor et al., 2009). Les rejets d'azote et de phosphore dans ces eaux côtières ont augmenté rapidement entre 1965 et 1985, comme l'illustre le cas du Rhin, dans lequel les charges en azote ont été multipliées par cinq et les charges en phosphore par dix. En conséquence, la fréquence et l'ampleur des efflorescences de *Phaeocystis pouchetii*⁹ ont augmenté au cours de cette période (Lancelot et al., 1987; Lancelot, 1995). Bien que certaines zones connaissent des épisodes d'hypoxie estivale (< 2,0 mg O₂/l), ce phénomène est limité à certaines parties de la haute mer aux eaux stratifiées (Greenwood et al., 2010).

Entre 1990 et 2000, la charge en phosphore a diminué jusqu'aux niveaux d'avant l'eutrophisation des années 1950 (Vermaat et al., 2008). La part anthropique du bilan annuel des nutriments présents dans les eaux côtières de la mer du Nord décline actuellement; elle est inférieure aux apports issus du benthos ou de la haute mer.

⁹ *Phaeocystis* peut produire de grandes quantités de mousse, que l'on retrouve souvent sur les côtes et les plages, ainsi que du diméthylsulfure, un aérosol contribuant à la formation de nuages et à la chute de pluies acides.

Superficies et charges d'azote d'origine anthropique caractérisant les neuf écosystèmes analysés ci-après

Écosystème	Superficie (km ²)	Charge d'azote (kg/an)
Courant de Guinée	2 x 10 ⁶	1 x 10 ⁹
Golfe du Bengale	3,7 x 10 ⁶	7,1 x 10 ⁹
Golfe du Mexique	1,5 x 10 ⁶	1,3 x 10 ⁹
Mer Baltique	0,4 x 10 ⁶	0,6 x 10 ⁹
Mer de Chine méridionale	5,7 x 10 ⁶	0,7 x 10 ⁹
Mer de Chine orientale	1 x 10 ⁶	2 x 10 ⁹
Mer du Nord	0,7 x 10 ⁶	4,8 x 10 ⁹
Plateau continental du Brésil	1 x 10 ⁶	1 x 10 ⁹
Récifs de la Grande Barrière	1,3 x 10 ⁶	0,1 x 10 ⁹

4.2. Mer Baltique (Grand écosystème marin 23; 400 000 km²)

La mer Baltique est une mer saumâtre et peu profonde (profondeur moyenne de 55 m, profondeur maximale de 460 m), qui présente des échanges d'eau limités avec la mer du Nord. En raison de sa bathymétrie et de son régime de circulation estuarienne¹⁰, la mer Baltique est particulièrement vulnérable à l'eutrophisation. Elle abrite dès lors la plus grande zone hypoxique d'origine anthropique au monde (Carstensen et al., 2014). L'état sain, sans problèmes d'eutrophisation, qu'elle présentait autrefois a commencé à décliner à la fin des années 1950 et au début des années 1960.

Les apports fluviaux d'azote et de phosphore ont représenté la majeure partie des apports dans la mer Baltique entre 1995 et 2015 (Sonesten et al., 2018). Les apports d'azote et de phosphore ont globalement été plus élevés au cours de la période 1995-2002 (650-900 x 10⁶ kg N/an et 33-43 x 10⁶ kg P/an) que sur la période 2003-2015 (500-775 x 10⁶ kg N/an et 22-35 x 10⁶ kg P/an). Les concentrations naturelles d'azote et

de phosphore ont constitué environ 33 % de ces apports au cours de cette dernière période (Sonesten et al., 2018). Le dépôt atmosphérique a également diminué au cours de la période considérée, passant d'environ 300 x 10⁶ kg d'azote par an en 1995 à 210 x 10⁶ kg d'azote par an en 2011. Les faibles apports enregistrés durant la période 2003-2015 sont en partie attribuables à des périodes de sécheresse caractérisées par de faibles débits fluviaux (2003, 2014, 2015).

Plus ou moins au cours de la même période (1993-2016), la superficie de la zone touchée par une hypoxie-anoxie saisonnière est passée d'environ 5 000 km² (1,3 % de la Baltique) à plus de 60 000 km² (> 16 % de la Baltique) (Limburg et Casini, 2018). Cette expansion est en partie due à l'augmentation des forces de la thermocline et de l'halocline saisonnières dans la colonne d'eau supérieure (< 100 m) (Liblik et Lips, 2019), et en partie due au fait que les épisodes de ventilation en eau profonde dans les bassins ont été moins fréquents et plus brefs au cours des 20 dernières années (Carstensen et al., 2014; Schmale et al., 2016). L'hypoxie saisonnière n'affecte pas seulement la vie benthique aérobie : elle peut également favoriser le développement de nouvelles efflorescences de cyanobactéries. Les accumulations massives en surface de cyanobactéries fixatrices d'azote (principalement des *Nodularia* spp.) pendant l'été se sont intensifiées depuis 1982, une tendance corrélée à l'augmentation de la superficie touchée par l'hypoxie et par l'accroissement de la charge en phosphore d'origine anthropique (Pliński et al., 2007; Funkey et al., 2014). L'intensification du flux descendant de matière organique dégradable provenant de ces efflorescences augmente la demande en oxygène et la régénération du phosphore dans les eaux de fond, créant une réaction positive entre l'enrichissement en nutriments anthropiques, les efflorescences de cyanobactéries et l'appauvrissement en oxygène. En outre, certaines espèces de cyanobactéries produisent des toxines qui ont une incidence négative sur les loisirs et la pêche. Ainsi, bien

¹⁰ Un seuil de moins de 20 m de profondeur sépare la mer Baltique et ses bassins de la mer du Nord. La circulation estuarienne (en fonction de la densité) est constituée d'eaux de surface qui s'écoulent de la mer Baltique vers la mer du Nord en passant par le détroit du Danemark et d'eaux de fond qui s'écoulent dans les bassins de la mer Baltique depuis la mer du Nord en passant par le détroit du Danemark (Szymczycha et al., 2019).

que le réchauffement de l'océan et les changements dans les schémas de circulation soient des facteurs importants qui modulent l'étendue de l'hypoxie, il sera nécessaire de réduire davantage les apports de nutriments dans la mer Baltique pour amoindrir les répercussions de la désoxygénation sur l'écosystème.

En matière de lutte contre l'eutrophisation, aucune autre région côtière au monde n'a fait l'objet d'autant d'efforts concertés et de travaux de recherche soutenus que la mer Baltique (Boesch, 2019). Depuis le milieu des années 1990, des réductions statistiquement notables des charges anthropiques d'azote et de phosphore ont été obtenues [Commission pour la protection du milieu marin de la mer Baltique (HELCOM), 2018; Sonesten et al., 2018]. Par rapport à la période de référence (1997-2003), les apports fluviaux d'azote et de phosphore normalisés en fonction du débit des cours d'eau ont diminué respectivement de 12 % et de 25 % et, par rapport à 1995, les retombées atmosphériques d'azote normalisées en fonction des précipitations ont diminué de 29 %. Après l'introduction de mesures de réduction des nutriments, un processus de rétablissement a débuté à la fin des années 1990 dans certains bassins et, dans d'autres, au début du XXI^e siècle (Murray et al., 2019). Cependant, étant donné l'augmentation soutenue de la stratification verticale et l'isolement des eaux profondes par rapport aux eaux de surface oxygénées qui en découle (Liblik et Lips, 2019), la sensibilité de la mer Baltique à l'eutrophisation augmentera si la tendance se poursuit, ce qui souligne la nécessité de respecter les apports maximaux admissibles établis dans le Plan d'action pour la mer Baltique¹¹. À cette fin, la totalité des apports d'azote et de phosphore provenant de sources anthropiques (sources fluviales et atmosphériques) doivent encore être réduits respectivement de 12 % et de 25 % pour assurer le bon état de santé de la mer Baltique.

4.3. Golfe du Mexique (Grand écosystème marin 5; 1 530 400 km²)

C'est dans le nord du Golfe du Mexique que les incidences de la charge en nutriments anthropiques sont les plus importantes. Les variations interannuelles de la charge en nutriments sont directement liées aux variations du débit du Mississippi et de l'Atchafalaya (Rabalais et al., 2007). Au cours de la période 1980-2017, les apports annuels d'azote inorganique dissous ont fluctué autour de $1\ 000 \times 10^6$ kg par an, avec un minimum d'environ 600×10^6 kg par an en 2000 et un maximum d'environ $1\ 800 \times 10^6$ kg par an en 1993¹². En conséquence, pendant l'été, le nord du Golfe du Mexique abrite la deuxième plus grande zone hypoxique côtière du monde, dont la superficie a varié entre moins de 5 000 km² en 2000 et 22 720 km² en 2017, pour une moyenne de 13 700 km² (Rabalais et al., 2007; Matli et al., 2018).

En plus de l'hypoxie des eaux de fond, l'augmentation de la charge en nutriments semble favoriser les efflorescences de phytoplancton toxique. L'abondance de *Pseudo-nitzschia* spp. augmente sur le plateau depuis les années 1950, une tendance qui pourrait être liée à l'augmentation à long terme de la charge en nutriments (Dortch et al., 1997). Les efflorescences saisonnières se développent lorsque les eaux de surface commencent à se réchauffer au printemps et que le débit des fleuves augmente, mais avant les pics saisonniers de débit et de biomasse phytoplanctonique (Bargu et al., 2016). On a observé que les pics d'abondance de dinoflagellés potentiellement producteurs de toxines (*Dinophysis* spp. et *Prorocentrum* spp.) coïncidaient avec le pic saisonnier du débit des cours d'eau (Bargu et al., 2016).

¹¹ Disponible à l'adresse <https://helcom.fi/baltic-sea-action-plan>.

¹² Disponible à l'adresse https://nrtwq.usgs.gov/mississippi_loads/#/GULF.

4.4. Plateforme Nord du Brésil (Grand écosystème marin 17; 1 034 600 km²)

Avec un débit moyen d'eau douce de 120 000 m³/s (maximum saisonnier : environ 240 000 m³/s en mai; minimum : 80 000 m³/s en novembre), le fleuve Amazone forme un panache de surface étendu et dynamique d'eau peu salée et relativement riche en nutriments qui s'avance loin au large sur le plateau continental du nord du Brésil. Le fleuve est la principale source de silicate (83-91 %), de nitrate (62-76 %) et de phosphate (48-65 %) du grand écosystème marin de la Plateforme Nord du Brésil (Demaster et Pope, 1996). L'apport annuel d'azote par les cours d'eau (en moyenne, environ 1 050 x 10⁶ kg d'azote par an) soutient un écosystème eutrophe [730 g de carbone (C) m²/an] dans les eaux mésohalines (salinité 30-35) du panache côtier (Dagg et al., 2004; Santos et al., 2008; Coles et al., 2013).

La production primaire nette est limitée au niveau des nitrates, et de vastes floraisons d'associations diatomées-diazotrophes¹³ ont été observées dans le panache mésohalin au printemps et à l'automne (Gomes et al., 2018). Compte tenu de la propagation des eaux du panache dans les Caraïbes et l'Atlantique équatorial (Coles et al., 2013), ces efflorescences pourraient constituer une source importante de nouvel azote pour soutenir la production primaire et la Grande ceinture des sargasses de l'Atlantique (Wang et al., 2019) dans les eaux tropicales pauvres en nutriments (Subramaniam et al., 2008; Yeung et al., 2012).

4.5. Courant de Guinée (Grand écosystème marin 28; 1 958 800 km²)

Situé dans le grand écosystème marin du courant de Guinée (Heileman, 2008), le golfe de Guinée recueille les rejets d'eau douce de 15 fleuves, dont le Congo (le deuxième plus

grand fleuve de la planète), avec un débit annuel moyen d'environ 40 000 m³ par seconde (Hopkins et al., 2013). Il constitue aussi le deuxième exportateur mondial de carbone organique terrestre dans les océans (Spencer et al., 2012). L'écoulement d'un si grand volume d'eau dans l'Atlantique Sud-Est produit un vaste panache de faible salinité caractérisé par une chlorophylle élevée, détectable jusqu'à 700-800 km à l'ouest et au nord de l'embouchure du fleuve (Hopkins et al., 2013).

La plupart des villes côtières qui bordent le golfe manquent d'infrastructures de base pour le traitement des eaux usées, et des quantités substantielles d'azote et de phosphore provenant de sources municipales et agricoles se déversent dans le golfe, transportées par le débit des cours d'eau¹⁴. La charge actuelle d'azote fluvial anthropique est estimée entre 600 et 1 000 x 10⁶ kg par an, ce qui place la région dans la catégorie des zones à haut risque d'eutrophisation (Seitzinger et Mayorga, 2016).

Par conséquent, le golfe de Guinée se caractérise par une production primaire nette élevée de phytoplancton (356-438 g C m²/an, 2003-2013), soutenue par l'apport de nutriments provenant à la fois de l'écoulement des cours d'eau et des remontées d'eaux côtières¹⁵. La pollution par les nutriments dans les systèmes lagunaires côtiers, en particulier à proximité des centres urbains, a entraîné une augmentation de la biomasse phytoplanctonique et un appauvrissement en oxygène, causant une diminution des niveaux de reproduction des poissons et une augmentation des maladies d'origine hydrique (Scheren et al., 2002). En outre, bien qu'il ait été démontré que la communauté phytoplanctonique des eaux côtières au-delà des lagunes est dominée par les diatomées et les cyanobactéries, des espèces de dinoflagellés potentiellement toxiques (*Dinophysis caudata*, *Lingulodinium polyedrum* et *Prorocentrum* spp.) ont été détectées (Zeng et al., 2016).

¹³ Les diatomées *Hemiaulus hauckii* et *Rhizosolenia cleveii*, contenant les cyanobactéries symbiotiques *Richelia* sp., formaient environ 28 % de la biomasse dans les eaux mésohalines du panache.

¹⁴ Voir <https://some.grida.no/media/23569/state-of-the-coastal-and-marine-ecosystems-in-gclme.pdf>.

¹⁵ Voir http://onsharedocean.org/public_store/lmes_factsheets/factsheet_28_Guinea_Current.pdf.

4.6. Golfe du Bengale (Grand écosystème marin 34; 3 657 500 km²)

Les apports en eau douce dans le golfe du Bengale sont élevés en raison des pluies de mousson et de l'écoulement des fleuves (Yaremchuk et al., 2005). Au total, 5 des 50 plus grands fleuves du monde se jettent dans ce golfe (Sengupta et al., 2006). La salinité est la plus faible dans le nord du golfe, au large du delta du fleuve Gange et au large du delta du fleuve Ayeyarwady, dans le golfe de Martaban, en particulier pendant la saison de la mousson, de juin à octobre (Akhil et al., 2016). En 2000, les fleuves ont exporté 35 à 45 % d'azote et de phosphore en plus vers le golfe du Bengale qu'en 1970, ce qui est principalement dû à l'augmentation de l'utilisation d'engrais (Sattar et al., 2014). En 2000, les fleuves ont exporté $7\,100 \times 10^6$ kg d'azote par an et $1\,500 \times 10^6$ kg de phosphore par an vers les eaux du golfe. Trois fleuves (Gange, Godāvāri et Ayeyarwady) représentent 75 à 80 % de l'apport fluvial total d'azote et de phosphore (Pedde et al., 2017). Les dépôts atmosphériques s'élèvent à un niveau estimé entre 100 et $3\,100 \times 10^6$ kg d'azote par an, la plupart des estimations se situant dans la partie supérieure de cette fourchette (Srinivas et Sarin, 2013). Ainsi, les dépôts atmosphériques pourraient être une source importante d'azote en plus des apports fluviaux. Les rapports entre l'azote et le phosphore, d'une part, et le silicium (Si), d'autre part, ont également augmenté, ce qui indique un risque croissant de prolifération d'espèces autres que les diatomées pouvant produire des toxines et perturber les écosystèmes côtiers (Pedde et al., 2017).

Une forte halocline limite l'enrichissement en nutriments des eaux profondes, de sorte que la zone centrale du golfe est oligotrophe (Kay et al., 2018). Les eaux côtières sont beaucoup plus productives¹⁶ (> 300 g C m²/an) en raison des apports fluviaux d'azote et de phosphore. On observe des zones sensibles en termes d'eutrophisation côtière dans le nord du golfe,

au large du delta du fleuve Gange (Bangladesh), et dans la zone orientale du golfe, dans le golfe de Martaban, au large du delta du fleuve Ayeyarwady (Myanmar) (Kay et al., 2018; Monolisha et al., 2018). La biomasse phytoplanctonique de ces zones fertiles qui n'est pas consommée dans la zone euphotique s'enfonce et se décompose dans les eaux profondes (150-600 m), donnant naissance à l'une des plus grandes zones hypoxiques (60 000 km²) de l'océan mondial (Bristow et al., 2017; Kay et al., 2018). En outre, des espèces potentiellement toxiques ont été observées le long de la côte est de l'Inde (Mohanty et al., 2007; Sahu et al., 2014).

4.7. Mer de Chine méridionale (Grand écosystème marin 36; 5 661 000 km²)

La mer de Chine méridionale, dans son ensemble, est considérée comme étant modérément productive¹⁷ (150-300 g C m²/an), mais présente le risque d'eutrophisation « le plus élevé » (Seitzinger et Mayorga, 2016). Les apports fluviaux d'eau douce et de nutriments dans les eaux côtières de la mer de Chine sont dominés par les fleuves qui se jettent dans l'estuaire de la rivière des Perles (Harrison et al., 2008; Chen et al., 2009). Pendant la saison des pluies (avril-septembre), période qui enregistre 80 % du débit des fleuves (Yin et al., 2001), la circulation estuarienne à deux niveaux s'étend sur le plateau intérieur, car le panache de surface riche en nutriments est transporté le long de la côte et s'étend sur au moins 250 km à l'intérieur de la mer de Chine (Jilan, 2004; Chen et al., 2017).

À la fin des années 1970, le fertile delta fluvial situé au nord de Hong Kong, en Chine, était principalement utilisé pour l'agriculture. Les terres agricoles du delta de la rivière des Perles ont depuis été converties en une grande mégalopole. En conséquence, les apports d'azote et de phosphore dissous par le delta de la rivière des Perles ont été multipliés par 2 à 5 au cours des années 1980 et 1990,

¹⁶ Voir http://lme.edc.uri.edu/LME/images/Content/LME_Briefs/lme_34.pdf.

¹⁷ Voir http://lme.edc.uri.edu/images/Content/LME_Briefs/lme_36.pdf.

principalement à cause de l'augmentation des rejets de déchets urbains et des nutriments libérés par les exploitations aquacoles (Yin et Harrison, 2008). Les apports ont plafonné pendant la période 2006-2012 : les concentrations sont restées dans une fourchette de 500 à 1 000 x 10⁶ kg d'azote par an et de 20 à 40 x 10⁶ kg de phosphore par an, sans tendance interannuelle (Tong et al., 2015). Bien que l'apport atmosphérique d'azote dans l'ensemble de la mer de Chine méridionale soit, selon les estimations, supérieur de près d'un ordre de grandeur (environ 9 200 x 10⁶ kg N/an) à l'apport fluvial (Luo et al., 2014), il est dispersé sur toute la superficie de la mer, avec relativement peu d'impact sur l'eutrophisation côtière par rapport aux apports fluviaux.

Globalement, les incidences de l'apport de nutriments anthropiques semblent être limitées aux marges côtières de la mer (Sun, 2017), qui présentent des zones sensibles d'hypoxie saisonnière et des proliférations d'algues toxiques situées à proximité des deltas des grands fleuves caractérisés par un développement urbain important [Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et al., 2005; Qian et al., 2018]. Les zones qui présentent l'eutrophisation la plus sévère sont associées aux estuaires des principaux fleuves. L'estuaire inférieur de la rivière des Perles, qui connaît une hypoxie estivale annuelle dans les eaux de fond, est l'un des plus gravement touchés. En effet, la raréfaction de l'oxygène dans les eaux de fond de l'estuaire inférieur de la rivière des Perles se produit chaque été depuis au moins 25 ans (Qian et al., 2018). Au cours de cette période, la concentration minimale annuelle d'oxygène dissous dans les eaux de fond a diminué à un taux d'environ 2 ± 0,9 mmol par l par an du fait de la charge en azote inorganique dissous, qui a augmenté à un taux d'environ 1,4 ± 0,3 mmol d'azote par l par an (Qian et al., 2018).

La fréquence des épisodes de prolifération d'algues toxiques dans les eaux côtières chinoises n'a cessé d'augmenter : on ne recense aucun signalement dans les années 1950 et 1960, mais 10 signalements dans les années 1970, 25 dans les années 1980 et plus de 100 dans les années 1990 (Yan et al., 2002). Entre 1980

et 2003, la zone touchée s'est élargie jusqu'à inclure les estuaires de la rivière des Perles et la baie de Masinloc ainsi que la baie de Manille (Wang et al., 2008). Les espèces toxiques comprennent *Noctiluca scintillans* (estuaire de la rivière des Perles), potentiellement toxique, et *Pyrodinium bahamense* (estuaires des cours d'eau philippins). *N. scintillans* a également été associée à l'hypoxie et au colmatage des branchies des poissons, et pourrait agir comme un vecteur du transfert de toxines algales vers les niveaux trophiques supérieurs (Escalera et al., 2007; Turkoglu, 2013).

4.8. Récifs de la Grande Barrière (Grand écosystème marin 40; 1 300 000 km²)

Depuis la colonisation européenne, les apports fluviaux annuels d'azote et de phosphore dans la lagune de la Grande Barrière sont passés d'environ 0,014 x 10⁹ kg d'azote par an à 0,080 x 10⁹ kg d'azote par an et de 1,8 x 10⁶ kg de phosphore par an à 16 x 10⁶ kg de phosphore par an (Brodie et al., 2011; Kroon et al., 2012). Les apports fluviaux de phosphore inorganique dissous (P-PO₄) peuvent favoriser la croissance des *Trichodesmium* spp. Bien que la surveillance à grande échelle des *Trichodesmium* spp. dans les récifs de la Grande Barrière de corail soit limitée, les données à long terme recueillies depuis 2010 sur un site proche de l'épave du Yongala indiquent une augmentation progressive de son abondance [Robson et al., 2018; Autorité du parc maritime des récifs de la Grande Barrière (GBRMPA), 2019]. La capacité de fixation de l'azote des *Trichodesmium* spp. suggère que l'augmentation des niveaux de P-PO₄ pourrait, à elle seule, entraîner une augmentation de la biomasse phytoplantonique, et certaines données attestent que ces tendances sont un facteur important de la diminution des récifs frangeants dans la partie intérieure de la lagune de la Grande Barrière. La surveillance à long terme montre à présent que la couverture de coraux durs sur les récifs de la Grande Barrière a diminué de plus de 70 % au cours du siècle dernier (Bell et al., 2014). Ce déclin est principalement attribué aux dommages causés par les tempêtes, aux épisodes de blanchiment des coraux, à la

croissance généralisée d'*Acanthaster planci* (étoile de mer « couronne d'épines ») et aux maladies du squelette des coraux. Des niveaux records de croissance du nanophytoplancton dans les régions de la lagune soumises à l'influence des cours d'eau semblent favoriser la croissance des larves et des adultes d'*A. planci* (Bell, 1992). Il est de plus en plus évident que les phénomènes de prédation par *A. planci* et le blanchiment des coraux sont favorisés par l'eutrophisation et que cela constitue l'une des raisons pour lesquelles les récifs ne se sont pas rétablis (Bell et al., 2014; GBRMPA, 2019).

4.9. Mer de Chine orientale¹⁸ (Grand écosystème marin 47; 1 008 100 km²)

La mer de Chine orientale est considérée comme un système très productif (> 300 g C/m²/an) et se trouve dans la catégorie de risque d'eutrophisation « le plus élevé » (Seitzinger et Mayorga, 2016). Le débit du Yangtsé (moyenne annuelle : 30 200 m³/s) est responsable de plus de 90 % des apports de nutriments dans la mer (Yuan et al., 2007; Tong et al., 2015). Entre 1968 et 1997, on estime que la charge en nutriments anthropiques (nitrates, par exemple) exportée du fleuve Yangtsé vers la mer a plus que doublé (Yan et al., 2003). Une comparaison des concentrations de nutriments dans l'estuaire du Yangtsé et dans les eaux réceptrices de la mer avant 2002 et après la mise en eau du barrage des Trois Gorges en 2006 (Chai et al., 2009) a révélé une augmentation des concentrations d'azote total [de 41,8 à 82,2 micromètres (µm)], d'azote inorganique dissous (de 24,4 à 37,5 µm) et de phosphore réactif soluble (de 0,9 à 1,3 µm). Entre 2006 et 2012, la charge totale en azote est passée de 1 350 x 10⁶ kg par an à 2 040 x 10⁶ kg par an, tandis que la charge totale en phosphore est passée de 122 x 10⁶ kg par an à 240 x 10⁶ kg par an (Tong et al., 2015). Le dépôt atmosphérique d'azote a été estimé à environ 1 750 x 10⁶ kg par an, ce qui se situe dans la fourchette des apports fluviaux enregistrés au cours de cette période (Tong et al., 2015).

Alors que l'apport atmosphérique est généralement réparti sur l'ensemble de la mer de Chine orientale, pendant les moussons d'été, l'impact des nutriments transportés par les fleuves se concentre en grande partie dans les eaux côtières. Ainsi, la concentration de chlorophylle *a* à la surface de la mer est la plus élevée près du rivage situé dans le panache (> 10 mg/m³) et diminue rapidement avec la distance, jusqu'à atteindre de faibles concentrations (< 0,5 mg/m³) dans les eaux libres au-delà du plateau continental (Yuan et al., 2007). L'augmentation interannuelle de la charge en nutriments a également entraîné une augmentation de la biomasse phytoplanctonique au fil des ans (Zhou et al., 2019).

La matière organique descendante produite par le phytoplancton dans l'estuaire inférieur et le panache côtier alimente la consommation d'oxygène et le développement estival de l'hypoxie des eaux de fond. La fréquence et l'étendue spatiale de l'hypoxie ont augmenté depuis la fin des années 1990 (Li et al., 2011; Wei et al., 2015). Aujourd'hui, la zone de la mer qui est influencée par le panache côtier du fleuve Yangtsé est considérée comme l'une des plus grandes zones hypoxiques côtières (> 12 000 km²) au monde (Chen et al., 2007; Wang et al., 2016; Zhu et al., 2017).

En raison de la hausse de l'apport en nutriments du fleuve Yangtsé, le nombre d'efflorescences d'algues toxiques signalées sur les côtes de la mer de Chine orientale est passé de zéro dans les années 1950 et 1960 à 10 dans les années 1970, à 25 dans les années 1980 et à plus de 100 dans les années 1990 (Yan et al., 2002). En particulier, des efflorescences à grande échelle (couvrant une superficie de plus de 1 000 km²) ont été enregistrées chaque année depuis 1998, la plus récurrente étant celle de *Prorocentrum donghaiense*, observée depuis plus de 10 ans (Li et al., 2009; Lu et al., 2014). Des efflorescences de *Karlodinium veneficum*, de *Karenia mikimotoi*, d'*Alexandrium tamarense*, d'*Alexandrium catenella* et d'*Heterosigma akashiwo*, potentiellement toxiques, ont également été signalées (Lu et al., 2014; Zhou et al., 2015; Wang et al., 2018).

¹⁸ Voir http://lme.edc.uri.edu/LME/images/Content/LME_Briefs/lme_47.pdf.

5. Perspectives

D'après les prévisions, la production d'azote anthropique sera quasiment doublée au cours de la première moitié du XXI^e siècle et, compte tenu de l'augmentation attendue de 40 à 45 % de la charge d'azote inorganique dissous d'ici 2050, le risque d'eutrophisation côtière augmentera dans 21 % des grands écosystèmes marins, dont la plupart se trouvent en Afrique, en Amérique du Sud, en Asie du Sud et en Océanie. Les effets de l'augmentation continue de la charge en azote seront probablement exacerbés par la hausse des températures océaniques, par l'accroissement de la stratification verticale, par l'augmentation des précipitations et par l'accroissement du flux de CO₂ atmosphérique absorbé par l'océan, phénomènes dus aux changements climatiques (Guinder et Molinero, 2013). Ainsi, il est probable que la gravité et l'étendue de l'hypoxie

côtière, de l'acidification et des épisodes de prolifération d'algues toxiques continueront également à augmenter si l'on ne prend pas de mesures offensives pour réduire les apports anthropiques d'azote et de phosphore (Townhill et al., 2018).

La compréhension actuelle des effets des apports de nutriments anthropiques dans les eaux côtières présente d'importantes lacunes, qui se divisent en deux grandes catégories : a) le manque de données sur les écosystèmes côtiers de l'hémisphère Sud (Altieri et al., 2019; Diaz et al., 2019); b) la nécessité de comprendre les synergies entre les conséquences de la charge en nutriments et les changements induits par le climat dans les écosystèmes côtiers (Paerl et al., 2014).

Références

- Akhil, V.P., and others (2016). Assessment of seasonal and year-to-year surface salinity signals retrieved from SMOS and Aquarius missions in the Bay of Bengal. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 37, No.5, pp. 1089–1114.
- Altieri, Andrew H., and Robert J. Diaz (2019). Dead zones: oxygen depletion in coastal ecosystems. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, Elsevier, pp. 453–473.
- Bachmann, R.W., and others (2006). Eutrophication in freshwater and marine systems. *Limnology and Oceanography*, vol. 51, pp. 351–800.
- Baltic Marine Environment Protection Commission (HELCOM) (2018). *State of the Baltic Sea: Second HELCOM Holistic Assessment 2011–2016*. Baltic Sea Environment Proceedings 155. Baltic Marine Environment Protection Commission.
- Barbier, Edward B., and others (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, vol. 81, No. 2, pp. 169–193.
- Bargu, Sibel, and others (2016). Influence of the Mississippi River on *Pseudo-nitzschia* spp.: abundance and toxicity in Louisiana coastal waters. *Estuaries and Coasts*, vol. 39, No. 5, pp. 1345–1356.
- Bell, Peter R.F., and others (2014). Evidence of large-scale chronic eutrophication in the Great Barrier Reef: quantification of chlorophyll a thresholds for sustaining coral reef communities. *Ambio*, vol. 43, No. 3, pp. 361–376.
- Bell, Peter R.F. (1992). Eutrophication and coral reefs: some examples in the Great Barrier Reef lagoon. *Water Research*, vol. 26, No. 5, pp. 553–568.
- Beusen, Arthur H.W., and others (2016). Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, vol. 13, No. 8, pp. 2441–2451.
- Boesch, Donald F. (2019). Barriers and bridges in abating coastal eutrophication. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 123.

- Bouwman, Lex, and others (2013). Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 52, pp. 20882–20887.
- Boyer, Elizabeth W., and Robert W. Howarth (2008). Nitrogen fluxes from rivers to the coastal oceans. In *Nitrogen in the Marine Environment*, Elsevier Inc., pp. 1565–1587.
- Breitburg, Denise, and others (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, vol. 359, No. 6371.
- Bristow, Laura A., and others (2017). N₂ production rates limited by nitrite availability in the Bay of Bengal oxygen minimum zone. *Nature Geoscience*, vol. 10, No. 1, pp. 24–29.
- Brodie, J.E., and others (2011). Assessment of the eutrophication status of the Great Barrier Reef lagoon (Australia). *Biogeochemistry*, vol. 106, No. 2, pp. 281–302.
- Carstensen, Jacob, and others (2014). Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 15, pp. 5628–5633.
- Chai, Chao, and others (2009). Nutrient characteristics in the Yangtze River Estuary and the adjacent East China Sea before and after impoundment of the Three Gorges Dam. *Science of the Total Environment*, vol. 407, no. 16, pp. 4687–4695.
- Chen, Bingzhang, and others (2009). Estuarine nutrient loading affects phytoplankton growth and microzooplankton grazing at two contrasting sites in Hong Kong, China, coastal waters. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 379, pp. 77–90.
- Chen, Chung-Chi, and others (2007). Hypoxia in the East China Sea: one of the largest coastal low-oxygen areas in the world. *Marine Environmental Research*, vol. 64, No. 4, pp. 399–408.
- Chen, Zhaoyun, and others (2017). Far-reaching transport of Pearl River plume water by upwelling jet in the northeastern South China Sea. *Journal of Marine Systems*, vol. 173, pp. 60–69.
- Coles, Victoria J., and others (2013). The pathways and properties of the Amazon River Plume in the tropical North Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 118, No. 12, pp. 6894–6913.
- Costanza, Robert, and others (2017). Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, vol. 28, pp. 1–16.
- Dagg, Michael, and others (2004). Transformation of dissolved and particulate materials on continental shelves influenced by large rivers: plume processes. *Continental Shelf Research*, vol. 24, Nos. 7 and 8, pp. 833–858.
- Demaster, David J., and Robert H. Pope (1996). Nutrient dynamics in Amazon shelf waters: results from AMASSEDS. *Continental Shelf Research*, vol. 16, No. 3., pp. 263–289.
- Dentener, Frank, and others (2006). Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: a multi-model evaluation. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 20, No. 4,
- Diaz, Robert J., and Rutger Rosenberg (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, vol. 321, No. 5891, pp. 926–929.
- Diaz, Robert J., and others (2019). Hypoxia in estuaries and semi-enclosed seas. In *Ocean Deoxygenation—Everyone’s Problem: Causes, Impacts, Consequences and Solutions*, D. Laffoley and J. M. Baxter, eds. Gland, Switzerland: IUCN.
- Dortch, Quay, and others (1997). Abundance and vertical flux of *Pseudo-nitzschia* in the northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 146, pp. 249–264.
- Duce, R.A., and others (2008). Impacts of atmospheric anthropogenic nitrogen on the open ocean. *Science*, vol. 320, No. 5878, pp. 893–897.
- Elser, James J., and others (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, vol. 10, No. 12, pp. 1135–1142.

- Escalera, Laura, and others (2007). *Noctiluca scintillans* may act as a vector of toxigenic microalgae. *Harmful Algae*, vol. 6, No. 3, pp. 317–320.
- Fabricius, Katharina E. (2011). Factors determining the resilience of coral reefs to eutrophication: a review and conceptual model. In *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*, Zvy Dubinsky and Noga Stambler, eds. New York: Springer, pp. 493–505.
- Fourqurean, James W., and others (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, vol. 5, No. 7, pp. 505–509.
- Funkey, Carolina P., and others (2014). Hypoxia sustains cyanobacteria blooms in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, vol. 48, No. 5, pp. 2598–2602.
- Galloway, James N., and others (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, vol. 70, No. 2, pp. 153–226.
- Glibert, Patricia, and Lex Bouwman (2012). Land-based nutrient pollution and the relationship to harmful algal blooms in coastal marine systems. *Loicz Newsletter Inprint*, vol. 2, pp. 5–7.
- Glibert, Patricia M., and others (2005). The global, complex phenomena of harmful algal blooms. *Oceanography*, vol. 18, No. 2.
- Glibert, Patricia M., and others (2014). Vulnerability of coastal ecosystems to changes in harmful algal bloom distribution in response to climate change: projections based on model analysis. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 12, pp. 3845–3858.
- Glibert, Patricia M., and others (2018). Key questions and recent research advances on harmful algal blooms in relation to nutrients and eutrophication. In *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms*. Springer, pp. 229–259.
- Gomes, Helga Rosario, and others (2018). The influence of riverine nutrients in niche partitioning of phytoplankton communities – a contrast between the Amazon River Plume and the Chang Jiang (Yangtze) River diluted water of the East China Sea. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 343.
- Great Barrier Reef Marine Park Authority (GBRMPA) 2019. Great Barrier Reef Outlook Report 2019, GBRMPA, Townsville, Australia.
- Green, Pamela A., and others (2004). Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology. *Biogeochemistry*, vol. 68, No. 1, pp. 71–105.
- Greenwood, N., and others (2010). Detection of low bottom water oxygen concentrations in the North Sea; implications for monitoring and assessment of ecosystem health. *Biogeosciences*, vol. 7, No. 4, pp. 1357–1373.
- Guinder, Valeria, and Juan Carlos Molinero (2013). Climate change effects on marine phytoplankton. *Marine Ecology in a Changing World*, Andrés H. Arias and María C. Menendez, eds. Boca Raton, Florida, CRC Press, pp. 68–90.
- Hargrave, Barry T., ed. (2005). *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Berlin: Springer.
- Harrison, John A., and others (2005). Dissolved inorganic phosphorus export to the coastal zone: results from a spatially explicit, global model. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 19, No. 4.
- Harrison, Paul J., and others (2008). Physical-biological coupling in the Pearl River Estuary. *Continental Shelf Research*, vol. 28, No. 12, pp. 1405–1415.
- Heileman, S. (2008). Guinea Current LME. In *The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A Perspective on Changing Conditions in LMEs of the World's Regional Seas*, K. Sherman and G. Hempel, eds. Nairobi: UNEP, 1.
- Heisler, John, and others (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae*, vol. 8, No. 1, pp. 3–13.
- Heron, Scott Fraser, and others (2017). *Impacts of Climate Change on World Heritage Coral Reefs: A First Global Scientific Assessment*. Paris: UNESCO World Heritage Centre.

- Hopkins, Jo, and others (2013). Detection and variability of the Congo River plume from satellite derived sea surface temperature, salinity, ocean colour and sea level. *Remote Sensing of Environment*, vol. 139, pp. 365–385.
- Howarth, R.W., and others (1996). Riverine inputs of nitrogen to the North Atlantic Ocean: fluxes and human influences. *Biogeochemistry*, vol. 35, pp. 75–139.
- Howarth, R.W., and others (2011). Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, No. 1, pp. 18–26.
- Howarth, R.W., and others (2012). Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 10, No. 1, pp. 37–43.
- Howarth, Robert W. (2008). Coastal nitrogen pollution: a review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae*, vol. 8, No. 1, pp. 14–20.
- Howarth, Robert W., and others (2000). Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas. *Issues in Ecology*, No. 7.
- Howarth, Robert W., and Roxanne Marino (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, vol. 51, No. 1, part 2, pp. 364–376.
- Hughes, Terry P., and others (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, vol. 359, No. 6371, pp. 80–83.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. C. B. Field and others, eds. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jickells, T.D., and others (2017). A reevaluation of the magnitude and impacts of anthropogenic atmospheric nitrogen inputs on the ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 31, No. 2, pp. 289–305.
- Jilan, Su (2004). Overview of the South China Sea circulation and its influence on the coastal physical oceanography outside the Pearl River Estuary. *Continental Shelf Research*, vol. 24, No. 16, pp. 1745–1760.
- Kay, Susan, and others (2018). Marine dynamics and productivity in the Bay of Bengal. In *Ecosystem Services for Well-Being in Deltas: Integrated Assessment for Policy Analysis*. Robert J. Nicholls and others, eds. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, pp. 263–275. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71093-8_14.
- Kemp, W.M., and others (2009). Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls. *Biogeosciences*, vol. 6, No. 12, pp. 2985–3008.
- Kroon, F.J., and others (2012). River loads of suspended solids, nitrogen, phosphorus and herbicides delivered to the Great Barrier Reef lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 65, Nos. 4–9, pp. 167–181.
- Lamsal, L.N., and others (2011). Application of satellite observations for timely updates to global anthropogenic NO_x emission inventories. *Geophysical Research Letters*, vol. 38, No. 5.
- Lancelot, Christiane, and others (1987). *Phaeocystis* blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio*, No. 1.
- Lancelot, Christiane, and others (1995). The mucilage phenomenon in the continental coastal waters of the North Sea. *Science of the Total Environment*, vol. 165, Nos.1–3, pp. 83–102.
- Lee, Rosalynn Y., and others (2016). Land-based nutrient loading to LMEs: a global watershed perspective on magnitudes and sources. *Environmental Development*, vol. 17, pp. 220–229.

- Li, Ji, and others (2009). Relationships between nitrogen and phosphorus forms and ratios and the development of dinoflagellate blooms in the East China Sea. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 383, pp. 11–26.
- Li, Xinxin, and others (2011). Historical trends of hypoxia in Changjiang River estuary: applications of chemical biomarkers and microfossils. *Journal of Marine Systems*, vol. 86, Nos. 3 and 4, pp. 57–68.
- Liblik, T., and Lips, U. (2019). Stratification has strengthened in the Baltic Sea: an analysis of 35 years of observational data. *Frontiers In Earth Science*, vol. 7, art. 174. <http://doi.org/10.3389/feart.2019.00174>.
- Limburg, Karin E., and Michele Casini (2018). Effect of marine hypoxia on Baltic Sea Cod *Gadus morhua*: evidence from otolith chemical proxies. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 482.
- Lu, Chaoqun, and Hanqin Tian (2017). Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: shifted hot spots and nutrient imbalance. *Earth System Science Data*, vol. 9, pp. 181–192.
- Lu, Douding, and others (2014). Causative species of harmful algal blooms in Chinese coastal waters. *Algological Studies*, vol. 145, No. 1, pp. 145–168.
- Luo, X.S., and others (2014). Chinese coastal seas are facing heavy atmospheric nitrogen deposition. *Environmental Research Letters*, vol. 9, No. 9, 095007.
- Martínez, Maria Luiza, and others (2007). The coasts of our world: ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, vol. 63, Nos. 2 and 3, pp. 254–272.
- Matli, V.R.R., and others (2018). Space-time geostatistical assessment of hypoxia in the Northern Gulf of Mexico. *Environmental Science and Technology*, vol. 52, No. 21, pp. 12484–12493. <http://doi.org/10.1021/acs.est.8b03474>.
- Mohanty Ajit K., and others (2007). Red tide of *Noctiluca scintillans* and its impact on the coastal water quality of the near-shore waters, off the Rushikulya River, Bay of Bengal. *Current Science*, vol. 93, No. 5, pp. 616–618.
- Monolisha, S., and others (2018). Optical classification of the coastal waters of the Northern Indian Ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 87.
- Mosier, Arvin R., and others (2004). Nitrogen fertilizer: an essential component of increased food, feed, and fiber production. *Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*, vol. 65, pp. 3–15.
- Murray, C.J., and others (2019). Past, present and future eutrophication status of the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 2.
- Mvungi, Esther F., and Deena Pillay (2019). Eutrophication overrides warming as a stressor for a temperate African seagrass (*Zostera capensis*). *PloS One*, vol. 14, No. 4. e0215129.
- Ngatia, Lucy, and others (2019). Nitrogen and phosphorus eutrophication in marine ecosystems. In *Monitoring of Marine Pollution*. London: IntechOpen.
- Nixon, Scott W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, vol. 41, No. 1, pp. 199–219.
- Paerl, H.W., and others (2002). Atmospheric deposition of nitrogen: implications for nutrient over-enrichment of coastal waters. *Estuaries*, vol. 25, No. 4, pp. 677–693.
- Paerl, H.W., and others (2014). Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world. *Estuaries and Coasts*, vol. 37, No. 2, pp. 243–258.
- Paramor, O.A.L., and others (2009). *MEFEPO North Sea Atlas*. University of Liverpool.
- Pedde, Simona, and others (2017). Modeling sources of nutrients in rivers draining into the Bay of Bengal: a scenario analysis. *Regional Environmental Change*, vol. 17, No. 8, pp. 2495–2506.

- Peñuelas, Josep, and others (2013). Human-induced nitrogen-phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Communications*, vol. 4, art. 2934.
- Pliński, Marcin, and others (2007). The potential causes of cyanobacterial blooms in Baltic Sea estuaries. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, vol. 36, No. 1, pp. 134–137.
- Qian, Wei, and others (2018). Current status of emerging hypoxia in a eutrophic estuary: the lower reach of the Pearl River Estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 205, pp. 58–67.
- Rabalais, Nancy N., and others (2007). Hypoxia in the northern Gulf of Mexico: does the science support the plan to reduce, mitigate, and control hypoxia? *Estuaries and Coasts*, vol. 30, No. 5, pp. 753–772.
- Rabalais, Nancy N., and others (2009a). Dynamics and distribution of natural and human-caused coastal hypoxia. *Biogeosciences Discussions*, vol. 6, No. 5.
- Rabalais, Nancy N., and others (2009b). Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 66, No. 7, pp. 1528–1537.
- Radach, Günther, and Johannes Pätsch (2007). Variability of continental riverine freshwater and nutrient inputs into the North Sea for the years 1977–2000 and its consequences for the assessment of eutrophication. *Estuaries and Coasts*, vol. 30, No. 1, pp. 66–81.
- Riebesell, Ulf, and others (2018). Toxic algal bloom induced by ocean acidification disrupts the pelagic food web. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 12, pp. 1082–1086.
- Robson, B.J., and others (2018). *Trichodesmium* timeseries from the Yongala: IMOS National Reference Station, Integrated Marine Observing System, Tasmania.
- Sahu, Gouri, and others (2014). Seasonality in the distribution of dinoflagellates with special reference to harmful algal species in tropical coastal environment, Bay of Bengal. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 186, No. 10, pp. 6627–6644.
- Santos, Maria L.S., and others (2008). Nutrient and phytoplankton biomass in the Amazon River shelf waters. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, vol. 80, No. 4, pp. 703–717.
- Sattar, Md. Abdus, and others (2014). The increasing impact of food production on nutrient export by rivers to the Bay of Bengal 1970–2050. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 80, Nos. 1 and 2, pp. 168–178.
- Scheren, P.A., and others (2002). Environmental pollution in the Gulf of Guinea: a regional approach. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 44, No. 7, pp. 633–641.
- Schmale, Oliver, and others (2016). Dense bottom gravity currents and their impact on pelagic methanotrophy at oxic/anoxic transition zones. *Geophysical Research Letters*, vol. 43, No. 10, pp. 5225–5232.
- Seitzinger, S.P., and others (2005). Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: an overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 19, No. 4.
- Seitzinger, S.P., and others (2010). Global river nutrient export: a scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 24, No. 4. <https://doi.org/10.1029/2009GB003587>.
- Seitzinger, S.P., and E. Mayorga (2016). Chapter 7.3: Nutrients inputs from river systems to coastal waters. In *Large Marine Ecosystems: Status and Trends*, Nairobi: UNEP, pp.179–195.
- Selman, Mindy, and others (2010). Eutrophication: sources and drivers of nutrient pollution. *Renewable Resources Journal*, vol. 26, No. 4, pp. 19–26.
- Sengupta, Debasis, and others (2006). Surface freshwater from Bay of Bengal runoff and Indonesian throughflow in the tropical Indian Ocean. *Geophysical Research Letters*, vol. 33, No. 22.
- Sinha, E., and others (2017). Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. *Science*, vol. 357, No. 6349, pp. 405–408.
- Smith, Val H., and others (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, vol. 51, No. 1, part 2, pp. 351–355.

- Sonesten, Lars, and others (2018). *Sources and Pathways of Nutrients to the Baltic Sea: HELCOM PLC-6*. Baltic Sea Environment Proceedings 153.
- Spencer, Robert G.M., and others (2012). An initial investigation into the organic matter biogeochemistry of the Congo River. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 84, pp. 614–627.
- Spokes, L.J., and Jickells (2005). Is the atmosphere really an important source of reactive nitrogen to coastal waters? *Continental Shelf Research*, vol. 25, No.16, pp. 2022–2035.
- Srinivas, Bikina, and M.M. Sarin (2013). Atmospheric deposition of N, P and Fe to the Northern Indian Ocean: implications to C- and N-fixation. *Science of the Total Environment*, vol. 456, pp. 104–114.
- Subramaniam, Ajit, and others (2008). Amazon River enhances diazotrophy and carbon sequestration in the tropical North Atlantic Ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 105, No. 30, pp. 10460–10465.
- Sun, Che (2017). Riverine influence on ocean color in the equatorial South China Sea. *Continental Shelf Research*, vol. 143, pp. 151–158.
- Szymczycha, B., and others (2019). Chapter 4: The Baltic Sea. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, 2nd ed., vol. I: *Europe, the Americas and West Africa*. C. Sheppard, ed. London: Academic Press, pp. 85–111.
- Tong, Yindong, and others (2015). Nutrient loads flowing into coastal waters from the main rivers of China (2006–2012). *Scientific Reports*, vol. 5, art. 16678.
- Townhill, Bryony L., and others (2018). Harmful algal blooms and climate change: exploring future distribution changes. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 6, pp. 1882–1893.
- Turkoglu, Muhammet (2013). Red tides of the dinoflagellate *Noctiluca scintillans* associated with eutrophication in the Sea of Marmara (the Dardanelles, Turkey). *Oceanologia*, vol. 55, No. 3, pp. 709–732.
- United Nations (2017). Chapter 20: Coastal, riverine and atmospheric inputs from land. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Programme (UNEP) and others (2005). *South China Sea; GIWA Regional Assessment 54*. Kalmar, Sweden: University of Kalmar.
- Valigura, Richard A., and others, eds. (2001). *Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective*. vol. 57. Washington D.C.: American Geophysical Union.
- Van Drecht, G., and others (2009). Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 23, No. 4.
- Vermaat, Jan E., and others (2008). Past, present and future nutrient loads of the North Sea: causes and consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 80, No. 1, pp. 53–59.
- Vitousek, Peter M., and others (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, vol. 7, No. 3, pp. 737–750.
- Wallace, Ryan B., and others (2014). Coastal ocean acidification: the other eutrophication problem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 148, pp. 1–13.
- Wang, Hongjie, and others (2016). Eutrophication-driven hypoxia in the East China Sea off the Changjiang Estuary. *Environmental Science & Technology*, vol. 50, No. 5, pp. 2255–2263.
- Wang, Mengqiu, and others (2019). The great Atlantic Sargassum belt. *Science*, vol. 365, No. 6448, pp. 83–87.
- Wang, Sufen and others (2008). Occurrences of harmful algal blooms (HABs) associated with ocean environments in the South China Sea. *Hydrobiologia*, vol. 596, No. 1, pp. 79–93.
- Wang, Yun-Feng and others (2018). Recurrent toxic blooms of *Alexandrium* spp. in the East China Sea: potential role of Taiwan warm current in bloom initiation. *Journal of Ecology and Toxicology*, vol. 2, No. 2.

- Waycott, Michelle, and others (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 106, No. 30, pp. 12377–12381.
- Wear, Stephanie L., and R. Vega Thurber (2015). Sewage pollution: mitigation is key for coral reef stewardship. *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1355, No. 1, pp. 15–30.
- Wei, Qinsheng, and others (2015). Recognition on the forming-vanishing process and underlying mechanisms of the hypoxia off the Yangtze River estuary. *Science China Earth Sciences*, vol. 58, No. 4, pp. 628–648.
- World Water Assessment Programme (WWAP) (2017). *The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater – The Untapped Resource*. Paris: UNESCO.
- Yan, Tian, and others (2002). A national report on harmful algal blooms in China. *Harmful Algal Blooms in the PICES Region of the North Pacific*, vol. 21. F.J.R. “Max” Taylor and Vera L. Trainer, eds. PICES Scientific Report, No. 23. Sidney, British Columbia, Canada: North Pacific Marine Science Organization (PICES).
- Yan, Weijin, and others (2003). How do nitrogen inputs to the Changjiang basin impact the Changjiang River nitrate: a temporal analysis for 1968–1997. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 17, No. 4.
- Yaremchuk, M., and others (2005). River discharge into the Bay of Bengal in an inverse ocean model. *Geophysical Research Letters*, vol. 32, No. 16.
- Yeung, Laurence Y., and others (2012). Impact of diatom-diazotroph associations on carbon export in the Amazon River plume. *Geophysical Research Letters*, vol. 39, No. 18.
- Yin, Kedong, and others (2001). Shift from P to N limitation of phytoplankton growth across the Pearl River estuarine plume during summer. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 221, pp. 17–28.
- Yin, Kedong, and Paul J. Harrison (2008). Nitrogen over enrichment in subtropical Pearl River estuarine coastal waters: possible causes and consequences. *Continental Shelf Research*, vol. 28, No. 12, pp. 1435–1442.
- Zendong, Zita, and others (2016). Algal toxin profiles in Nigerian coastal waters (Gulf of Guinea) using passive sampling and liquid chromatography coupled to mass spectrometry. *Toxicon*, vol. 114, pp. 16–27.
- Zhang, Bowen, and others (2017). Global manure nitrogen production and application in cropland during 1860–2014: a 5 arcmin gridded global dataset for Earth system modeling. *Earth System Science Data*, vol. 9, No. 2, p. 667.
- Zhou, Chengxu, and others (2015). Interactions between *Karlodinium veneficum* and *Prorocentrum donghaiense* from the East China Sea. *Harmful Algae*, vol. 49, pp. 50–57.
- Zhou, Mingjiang, and others (2019). Responses of a coastal phytoplankton community to increased nutrient input from the Changjiang River. In *Studies of the Biogeochemistry of Typical Estuaries and Bays in China*, Zhilian Shen, ed.
- Zhu, Zhuo-Yi, and others (2017). Hypoxia off the Changjiang (Yangtze River) estuary and in the adjacent East China Sea: quantitative approaches to estimating the tidal impact and nutrient regeneration. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 125, Nos. 1 and 2, pp. 103–114.

Chapitre 11

Changements dans les apports liquides et atmosphériques au milieu marin provenant de la terre (notamment par l'intermédiaire de la nappe phréatique), des navires et des installations situées au large des côtes

Constitutrices et contributeurs : Ralf Ebinghaus (organisateur de l'équipe de rédaction : produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle), Bjørn Einar Grøsvik (organisateur de l'équipe de rédaction : hydrocarbures), Ida-Maja Hassellöv (organisatrice de l'équipe de rédaction : navires), Colin F. Moffat (organisateur de l'équipe de rédaction : polluants organiques persistants), Alan Simcock (organisateur de l'équipe de rédaction : radioactivité), Lars Sonesten (organisateur de l'équipe de rédaction : apports atmosphériques) et Penny Vlahos (organisatrice de l'équipe de rédaction : métaux); et Eric P. Achterberg, Babajide Alo, Carlos Francisco Andrade, Maria João Bebianno (responsable d'équipe), Miguel Caetano, Kissao Gnandi, Gi Hoon Hong, Suk Hyun Kim, Rainer Lohmann, Monika Stankiewicz et Juying Wang (coresponsable d'équipe).

Principales observations

Polluants organiques persistants

- Les polluants organiques persistants (POP) représentent toujours un problème d'ordre mondial. En effet, ils se maintiennent à des concentrations susceptibles de provoquer des effets biologiques.
- Ces polluants sont détectés dans des endroits éloignés de leur source de production, y compris dans les parties les plus profondes de l'océan et dans les régions polaires.
- En vue de l'augmentation constante du nombre de POP, les mélanges auxquels les biotes sont exposés se font de plus en plus complexes; par conséquent, il devient de plus en plus difficile de déterminer la probabilité de leurs effets sur les êtres humains, à titre individuel et collectif.

Métaux

- Il est absolument nécessaire d'étoffer et d'élargir les séries chronologiques des métaux dans les zones côtières au niveau mondial.
- Bien que les tendances en matière de concentration de métaux varient d'une région à l'autre, la plupart présentent un nivellement des métaux dissous et une légère augmentation de ces concentrations dans les organismes des niveaux trophiques supérieurs.

Radioactivité

- Aucun accident nucléaire significatif n'a affecté les océans depuis la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017c).
- La production d'électricité à partir de centrales nucléaires continue d'augmenter, ayant enregistré une hausse d'environ 5 % au niveau mondial entre 2013 et 2018. Bien que les rejets de nombreux radionucléides puissent être réduits grâce aux améliorations technologiques, les rejets de tritium augmentent probablement au même rythme que la production d'électricité. Cependant, le tritium n'est que faiblement radioactif.

- On ne dispose d'informations publiées sur les récents rejets de substances radioactives dans l'océan par des centrales nucléaires et des usines de retraitement nucléaire que pour l'Atlantique Nord-Est et ses mers adjacentes. Dans cette région, les rejets dans l'océan de substances radioactives provenant de centrales nucléaires et d'usines de retraitement continuent à diminuer.
- Au vu des informations disponibles, rien ne laisse penser que les effets néfastes de la radioactivité sur l'océan se sont considérablement aggravés depuis l'état des lieux présenté dans la première Évaluation.

Produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle

- Des centaines de produits pharmaceutiques et de produits d'hygiène corporelle sont retrouvés dans l'océan, y compris dans les océans Arctique et Antarctique.
- De nouvelles techniques ont été mises au point pour permettre l'analyse non ciblée de ces produits et de leurs dérivés dans le milieu marin.
- Il est recommandé qu'une « liste de surveillance » des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène corporelle soit dressée et intégrée dans les programmes de surveillance internationaux, nationaux et régionaux à long terme : cette liste servira de base de données scientifiques qui permettra d'évaluer l'état de ces produits dans l'océan.

Transport maritime

- À l'échelle mondiale, la tendance des accidents de navigation entraînant des déversements d'hydrocarbures (de plus de 7 tonnes) est à la baisse. L'amélioration des capacités de surveillance et d'action au niveau régional indique en outre une hausse de la sensibilisation, qui favorise la réduction de ces déversements.
- Dans l'ensemble, il reste des lacunes en ce qui concerne la connaissance de la nature

et de l'incidence des apports liquides des navires. Par ailleurs, le rejet d'eau des systèmes d'épuration des gaz d'échappement (épurateurs) constitue une nouvelle source de métaux et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques.

Hydrocarbures

- Nous savons que l'eau de production de l'exploration pétrolière et gazière contient des hydrocarbures et des métaux, ce qui a des répercussions sur l'environnement

marin. Cependant, nous manquons de connaissances sur les incidences à long terme des rejets d'eau de production.

- Il conviendra de mener de nouvelles études au niveau des biocénoses et des populations afin d'enrichir les connaissances actuelles sur les données relatives à la toxicité pour les différentes espèces.
- La hausse du démantèlement de plateformes au large des côtes est problématique pour l'environnement marin.

1. Introduction

Depuis 2003, la production chimique n'a cessé d'augmenter et d'évoluer. L'incidence géographique potentielle de l'industrie chimique a poursuivi son évolution, passant de l'océan Atlantique à l'océan Pacifique, dans lequel devraient opérer près de 70 % des industries mondiales d'ici 2030. En parallèle, de nouveaux produits sont continuellement mis au point et viennent s'ajouter au mélange de produits chimiques auxquels sont exposés les biotes de l'océan.

Différentes listes de substances dangereuses ont été dressées par les organisations internationales, bien qu'il n'existe toujours pas de liste mondiale unique de substances préoccupantes. Le présent chapitre comporte une évaluation des changements survenus depuis la première Évaluation en ce qui concerne les

apports liquides et atmosphériques au milieu marin provenant de la terre (notamment par l'intermédiaire de la nappe phréatique), des navires et des installations situées au large des côtes. En outre, les informations contenues dans le présent chapitre s'appuient sur l'évaluation de la liste des substances dangereuses utilisée dans la première Évaluation, à savoir les polluants organiques persistants, les métaux, les hydrocarbures et les substances radioactives. Il comprend de nouvelles informations sur certains aspects qui ne figuraient pas dans la première Évaluation, à savoir les éléments de terre rare, les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle ainsi que les apports atmosphériques d'oxydes d'azote et d'oxydes de soufre.

2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan

Le chapitre 20 de la première Évaluation (Nations Unies, 2017b) concernait les sources, les principales utilisations, la production et le développement connexe, les mouvements et l'incidence des différentes substances dangereuses figurant dans les listes dites « noires » ou « grises » de substances préoccupantes dressées au niveau national et par les organisations internationales. Ces listes ont abouti à l'élaboration d'une liste de « substances prioritaires » établie en fonction de la toxicité de

ces substances, de leur tendance à la bioaccumulation et de leur persistance dans l'océan. Par conséquent, les substances dangereuses mentionnées dans la première Évaluation avaient été sélectionnées selon que des mesures avaient été prises ou non à leur égard dans l'ensemble ou dans certaines parties de l'océan mondial. Elles comprenaient notamment les métaux (mercure, plomb, cadmium), les composés organométalliques (tributylé-tain), les polluants organiques persistants

(hydrocarbures halogénés, etc.), les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les substances radioactives. D'autres substances, y compris les composés pharmaceutiques (à usage humain et vétérinaire) et les ingrédients cosmétiques (musc xylène, etc.), sont désormais considérées comme de nouveaux contaminants préoccupants et ont été incluses dans la présente Évaluation. Il a été procédé à un recensement des sources ponctuelles terrestres (les stations d'épuration des eaux usées ou les installations industrielles qui procèdent à des déversements dans l'océan, directement ou via les fleuves), des sources diffuses (ruissellement terrestre, infiltration des eaux souterraines directement dans l'océan, émissions accidentelles de rejets terrestres ou marins) et des dépôts atmosphériques (dépôts humides et secs et émissions provenant des eaux usées et de plusieurs procédés industriels) pouvant atteindre et affecter l'océan, ainsi que de leurs incidences dans plusieurs zones.

L'engagement international pris au sein de l'Organisation des Nations Unies et l'obligation au niveau régional de prendre des mesures pour réduire l'impact de ces nouvelles substances reconnues ont également été soulignées. À partir des données disponibles à l'époque de la première Évaluation, il était difficile de faire des comparaisons utiles entre les zones et de

fixer des priorités, notamment en raison du fait que les données sur les substances dangereuses dans l'eau, dans le biote et dans les sédiments étaient exprimées dans des unités différentes. Les différences méthodologiques constituaient une difficulté supplémentaire, et la nécessité de contrôler les procédures d'échantillonnage et les méthodes d'analyse a été relevée. C'est pourquoi la première Évaluation ne comportait pas de données chiffrées précises sur les concentrations de contaminants. Les substances dangereuses sélectionnées ont été retrouvées dans toutes les parties de l'océan; les substances hydriques étaient concentrées dans les zones côtières, tandis que les contaminants étaient transportés beaucoup plus loin dans l'océan. Lors de la première Évaluation, il n'a pas été possible de procéder à une évaluation générale des incidences relatives de ces substances dangereuses. Néanmoins, de lents progrès dans la réduction de leur concentration dans certaines parties de l'océan mondial ont pu être mis en lumière. Cette première Évaluation a également permis d'observer qu'un nombre croissant de données attestaient de l'importance des apports atmosphériques de métaux et d'autres substances dangereuses dans l'océan.

3. Polluants organiques persistants (notamment ruissellements des pesticides employés dans l'agriculture)

3.1. Introduction

Les polluants organiques persistants représentent un groupe complexe de substances (souvent halogénées) qui, comme leur nom l'indique, subsistent longtemps dans l'environnement. Bien que la production de composés tels que les polychlorobiphényles (PCB) ne soit plus autorisée par la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants¹, cette Convention autorise l'utilisation d'appareils contenant des PCB jusqu'en 2025, ce qui constitue une source possible (limitée, mais

nouvelle) de PCB. En raison de leur circulation à travers les différents niveaux trophiques et de leur recirculation dans l'environnement, les PCB demeurent dans les écosystèmes marins à des concentrations susceptibles de nuire aux biotes marins. D'autres hydrocarbures halogénés ont été mis au point et viennent s'ajouter au mélange de polluants organiques persistants auquel le biote marin est exposé. Ces mélanges ainsi que leurs composants respectifs ont des caractéristiques physico-chimiques très différentes. Par conséquent, ils présentent des différences en matière de distribution dans les

¹ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 2256, n° 40214.

compartiments environnementaux, d'équilibre de distribution et d'exigences analytiques.

Une fois dans l'environnement, les polluants organiques persistants recirculent et sont transportés, dans l'atmosphère et par les courants océaniques, jusqu'à des endroits éloignés de leur source. C'est pour cette raison que ces polluants demeurent préoccupants dans l'Arctique et dans l'Antarctique, ainsi que dans l'ensemble de l'océan mondial.

3.2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan

De nouvelles substances étant constamment inventées, les organisations internationales dressent des listes de produits chimiques qui présentent des caractéristiques dangereuses, y compris les organohalogènes et les pesticides et/ou biocides. Un grand nombre de ces substances sont couvertes par la Convention de Stockholm, mais d'autres ne le sont pas. Nous ne disposons, lors de la première Évaluation, que de connaissances fragmentaires concernant l'ampleur de la présence de ces substances dangereuses dans l'environnement marin. Les principales observations faites dans cette première Évaluation étaient les suivantes :

- a) Les polluants organiques persistants posent un problème au niveau mondial; cependant, les concentrations en pleine mer étaient alors généralement faibles, quoique détectables, et des polybromodiphényléthers (PBDE) ont été décelés dans les tissus.
- b) La concentration des polluants organiques persistants a souvent été corrélée à l'urbanisation et à de fortes densités de population, par exemple dans les régions côtières densément peuplées sur le pourtour méditerranéen, mais aussi en Afrique, en Amérique du Sud et dans le Pacifique Sud, régions présentant également une activité industrielle importante.
- c) Certaines zones côtières étaient touchées par les pesticides.

- d) On a retrouvé des polluants organiques persistants dans l'océan Arctique; leur concentration, quoique décroissante, était susceptible de provoquer des effets biologiques chez certains oiseaux de mer et ours polaires.
- e) Des effets biologiques dus aux polluants organiques persistants étaient susceptibles d'être détectés dans les zones côtières de l'Atlantique Nord-Est.
- f) La concentration des polluants organiques persistants dans l'Atlantique Nord-Ouest et dans le Pacifique Nord-Est était relativement faible, et l'on observait une tendance à la baisse.
- g) Une diminution de la concentration de polluants organiques persistants était observée, mais elle avait tendance à être localisée.
- h) On a constaté la présence mesurable de polluants organiques persistants dans la plupart des zones côtières des mers d'Asie orientale.
- i) La vulnérabilité de la Grande Barrière de corail face aux pesticides associés à l'agriculture intensive le long de la côte nord-est de l'Australie a été mentionnée en tant que source de préoccupation.
- j) On a observé une prédominance de séries chronologiques ou d'études approfondies dans les régions de l'Atlantique Nord, de l'Arctique, de la mer Baltique et du nord de la mer Méditerranée.

3.3. Description des changements environnementaux intervenus entre 2010 et 2020

Les polluants organiques persistants demeurent une source de préoccupation pour l'environnement marin, en particulier chez les superprédateurs tels que les cétacés, dans les graisses desquels on a observé une teneur moyenne de PCB susceptible d'entraîner un déclin de leurs populations et d'entraver leur rétablissement (Jepson et al., 2016). En plus des polluants organiques persistants « d'héritage », de nouveaux POP dangereux pour le milieu marin, notamment des pesticides, des produits chimiques industriels et des

sous-produits, sont régulièrement ajoutés à la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2018)².

De nombreuses études se concentrent toujours sur les produits chimiques d'héritage, comme les PCB et le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) et ses métabolites (DDD et DDE). Les PBDE ne faisaient cependant pas partie des 12 premiers polluants organiques persistants couverts par la Convention de Stockholm et sont toujours classés parmi les « nouveaux contaminants », bien qu'ils fassent l'objet d'une surveillance dans les écosystèmes marins depuis de nombreuses années. Les PBDE figurent parmi les 16 « nouveaux » polluants organiques persistants incorporés dans la Convention depuis 2009. Ils comprennent le pentachlorobenzène, les naphthalènes polychlorés, les paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC), l'acide perfluorooctanesulfonique (PFOS) et ses sels, et le fluorure de perfluorooctanesulfonyl (PFOSF)³. Parmi les substances chimiques recommandées pour l'inscription figurent le dicofol et l'acide pentadécafluorooctanoïque (PFOA, acide perfluorooctanoïque), ses sels et les composés associés au PFOA. Les produits chimiques examinés par le Comité d'étude des polluants organiques persistants⁴ sont l'acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS), ses sels et les composés associés au PFHxS. Du fait de l'inclusion de molécules chlorées supplémentaires ainsi que de composés bromés et fluorés, l'éventail des contaminants couverts par le terme de « polluant organique persistant » s'est considérablement élargi, créant de nouveaux défis pour l'analyse environnementale en laboratoire. Des paraffines chlorées à chaîne courte ont été détectées dans le Firth of Clyde, mais les concentrations mesurées variaient selon la méthode employée (Hussy et al., 2012), très probablement en raison de la présence de concentrations importantes de paraffines chlorées à chaîne moyenne et à chaîne longue.

Dans le récent projet de rapport sur les progrès réalisés en vue de l'élimination des PCB (Convention de Stockholm, 2018), il a été souligné que, pour de nombreux pays, les informations quantitatives pertinentes disponibles étaient insuffisantes, voire inexistantes. Des travaux d'analyse approfondis continuent d'être entrepris dans certaines régions du monde. Leurs résultats révèlent une importante concentration de PCB chez certains superprédateurs, phénomène qui pourrait avoir des répercussions sur leurs populations (Desforges et al., 2018) ou altérer la fonction adipeuse chez les blanchons (Robinson et al., 2018). Ces deux exemples ont été observés dans l'Atlantique Nord-Est. Des données récentes pour l'Arctique, tirées de séries chronologiques à long terme des PCB dans les mammifères marins et dans les poissons, montrent que leur concentration est généralement en baisse (Carlsson et al., 2018), bien que le rythme de cette baisse ait ralenti ces dernières années [Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (AMAP), 2016; Boïtsov et al., 2019]. Le taux d'hexachlorobenzène (HCB) présent dans le foie des poissons diminue moins avec le temps que celui des PCB, du DDT et de ses métabolites, des trans-nachlores et des PBDE (Boïtsov et al., 2019). Il existe cependant des exceptions, corrélées à des changements de régime alimentaire ou à une modification des processus environnementaux qui gouvernent le ruissellement et les réémissions (AMAP, 2016). Par exemple, on a observé d'importantes tendances à la hausse pour la concentration d'un groupe de 10 PCB chez les moules communes d'Islande et chez les jeunes ours polaires de l'est du Groenland ainsi que pour deux séries chronologiques de moules communes d'Islande (AMAP, 2016).

Certains éléments indiquent que la présence de polluants organiques persistants, tels que les PCB, a atteint un pic dans l'eau de mer dans les années 1970 et qu'elle diminue depuis

² Douze polluants organiques persistants, à savoir l'aldrine, le chlordane, le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), la dieldrine, l'endrine, l'heptachlore, l'hexachlorobenzène, le mirex, le toxaphène, les polychlorobiphényles (PCB) et les polychlorodibenzo-p-dioxines et les dibenzofuranes polychlorés (PCDD/PCDF), sont reconnus comme ayant des effets nocifs.

³ Voir <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>.

⁴ Le Comité d'étude des polluants organiques persistants est un organe subsidiaire de la Convention de Stockholm créé pour examiner les propositions d'inscription de substances chimiques aux annexes de la Convention.

(Wagner et al., 2019). En raison de la baisse des concentrations atmosphériques de ces polluants, l'océan Arctique a commencé à renvoyer les POP d'héritage dans l'atmosphère et à les exporter, par le biais des courants, dans l'océan Atlantique (Ma et al., 2018).

La concentration de PCB dans les poissons et dans les crustacés de l'Atlantique Nord-Est a diminué, bien que des problèmes persistent à certains endroits. Sur les sept PCB recensés par le Conseil international pour l'exploration de la mer⁵, seul le PCB118 se trouve, dans les poissons et les crustacés, à une concentration susceptible d'induire des effets biologiques [Commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR), 2017b]. Les six autres PCB présentent généralement des concentrations supérieures à celles de l'évaluation de référence. Toutefois, dans 4 des 11 zones d'évaluation des contaminants définies par la Commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (Commission OSPAR), le PCB28 affiche une concentration équivalente à celle de l'évaluation de référence. En outre, dans 9 des 10 zones d'évaluation des contaminants dans lesquelles une tendance temporelle a pu être déterminée, la tendance est à la baisse. Un état similaire a été décrit pour les PBDE présents chez les poissons, les moules et les huîtres dans la majorité des zones d'évaluation de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR)⁶, les concentrations étant en baisse dans toutes les zones, sauf dans le Skagerrak et dans le Cattégat, où aucune évolution de ces concentrations n'a été observée (OSPAR, 2017b).

Des PCB ont été détectés dans des poissons à des profondeurs comprises entre 600 et 1 800 m sur le talus continental européen à l'ouest de l'Écosse, au Royaume-Uni (Webster et al., 2014). Les concentrations des sept PCB recensés par le Conseil international pour l'exploration de la mer, mesurées dans le foie de trois espèces de poissons, se sont avérées

très variables, allant de 58,7 nanogrammes par gramme (ng/g) de poids de lipides dans le Sabre noir à 3 587 ng/g de poids de lipides dans le Grenadier de roche. Ces concentrations étaient essentiellement inférieures à 500 ng/g de poids de lipides (ou < 1 250 ng/g de poids de lipides pour la somme de 28 PCB), une valeur que certains chercheurs jugent préoccupante. Au total, 23 des 95 foies de poissons prélevés entre 2009 et 2012 présentaient des concentrations de PCB supérieures à 500 ng/g de poids de lipides pour les sept PCB recensés par le Conseil. La concentration du PCB118 était suffisamment élevée pour engendrer des effets biologiques observables pour les trois espèces de poissons concernées. Bien que des différences de concentration aient été relevées entre les espèces, aucune tendance temporelle n'a été observée entre 2006 et 2012 et aucune différence n'a été détectée en ce qui concerne la profondeur. Les concentrations de PCB ont également été examinées dans certaines proies (notamment les poissons-lanternes et *Scopelogadus beanii*); elles se sont avérées nettement inférieures aux concentrations trouvées dans les prédateurs. Des PBDE ont également été détectés chez les prédateurs, mais à des concentrations bien plus faibles que les PCB.

Globalement, la concentration moyenne de PCB dans les sédiments de la mer du Nord au sens large et des mers Celtiques est nettement supérieure à la concentration relevée dans l'évaluation de référence des congénères, mais inférieure aux critères d'évaluation environnementale (OSPAR, 2017b). On a constaté que les sédiments du nord de la mer du Nord et de la mer d'Irlande contenaient des PBDE, même si la plupart des concentrations de PBDE mesurées dans les sédiments étaient faibles et souvent inférieures aux niveaux de détection. Cependant, en l'absence de critères d'évaluation des PBDE dans les sédiments, il n'est pas possible de déterminer l'importance environnementale des concentrations de PBDE observées (OSPAR, 2017b).

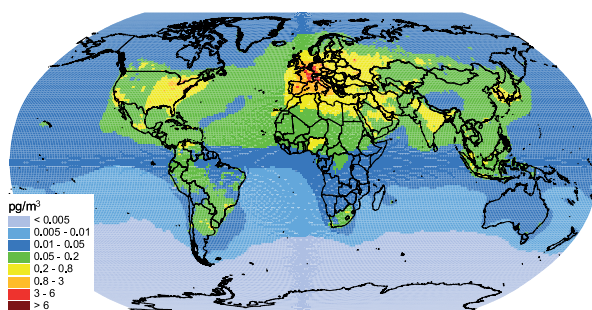
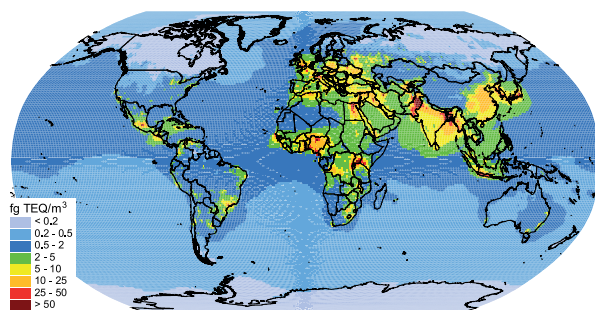
⁵ PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153 et PCB180.

⁶ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 2354, n° 42279.

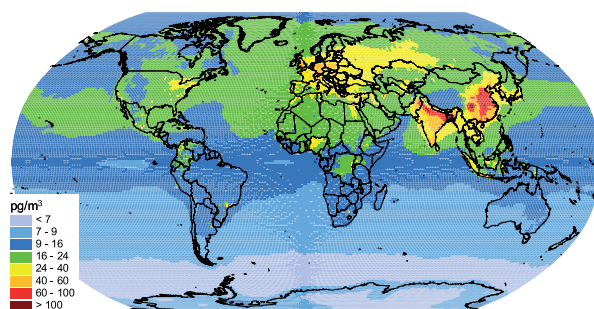
Figure I
Répartition spatiale des concentrations atmosphériques moyennes annuelles à l'échelle mondiale, simulée pour 2016

A. PCDD/PCDF (femtogrammes d'équivalent toxique/m³)

B. PCB153 (picogrammes/m³)



C. HCB (picogrammes/m³)



Source : Gusev, A., et al., 2018.

L'indice d'impact de la mer Baltique (Baltic Sea Impact Index) [Commission pour la protection du milieu marin de la mer Baltique (HELCOM), 2018a] a permis de conclure que les apports de substances dangereuses dans la mer Baltique représentaient la deuxième pression la plus largement répandue dans ce milieu (HELCOM, 2018a, 2018b). En ce qui concerne les polluants organiques persistants, les PCB, les dioxines et les furannes ne semblent pas être un facteur important de l'état d'avancement de l'évaluation intégrée pour la période 2011-2016. Les dépôts atmosphériques de PCB, de polychlorodibenzo-p-dioxines et de dibenzofuranes polychlorés (PCDD/PCDF) affichent une baisse constante en raison des gains d'efficacité réalisés pour divers procédés de combustion et de chloration (HELCOM, 2018b). L'hexachlorocyclohexane (γ -HCH, lindane) ainsi que le DDT et ses métabolites (DDD, DDE) ne sont plus considérés comme une source de préoccupation dans la mer Baltique. L'amélioration du taux de reproduction du pygargue à queue blanche est

attribuée à ces réductions (HELCOM, 2018c). Cependant, c'est principalement en raison des fortes concentrations de PBDE présentes dans les poissons que l'état global actuel de la mer Baltique est aussi médiocre. De même, des apports excessifs de PCB provenant d'activités terrestres et contaminant le réseau alimentaire ont été signalés dans la lagune de Lagos, au Nigéria (Alo et al., 2014).

Malgré la baisse des dépôts de PCDD et de PCDF observée dans la mer Baltique, il s'avère que les apports atmosphériques en constituent la principale source externe. Par ailleurs, on observe encore des dépôts élevés dans les zones côtières de l'Atlantique Nord-Est et dans la mer Baltique ainsi que dans la mer Méditerranée et dans la mer Caspienne (Wiberg et al., 2013). Les dépôts atmosphériques de PCDD, de PCDF et de HCB sont relativement élevés dans les zones côtières de l'Atlantique Nord-Est ainsi que dans la mer Baltique, dans la mer Méditerranée et dans la mer Caspienne, bien qu'il n'y ait pas eu de production mondiale

intentionnelle de HCB depuis plusieurs décennies (voir par ex. Wang et al., 2010), et que les émissions de PCDD et de PCDF soient censées avoir cessé en 2018 (Josefsson et Apler, 2019).

Il est évident que divers polluants organiques persistants restent présents dans l'atmosphère (figure I), avec une zone sensible au-dessus de l'Europe occidentale en ce qui concerne les PCB153 (figure I.B). De fortes concentrations atmosphériques de PCDD et de PCDF ont également été détectées au-dessus de l'Europe (figure I.A).

Pendant de nombreuses années, les PBDE ont été utilisés en tant que retardateurs de flamme et se sont répandus dans les systèmes marins. Comme pour les autres mélanges de polluants organiques persistants (tels que les PCB), les concentrations sont basées sur un petit nombre de congénères possibles. La nature lipophile des PBDE implique qu'ils peuvent, tout comme les PCB, être piégés dans les sédiments. Une étude des concentrations de PBDE à l'échelle mondiale, pour laquelle les échantillons avaient été prélevés avant 2010, a révélé que, dans la majorité des sédiments de haute mer, les concentrations ne varient pas énormément et se situent à environ 1 ng/g (Zhang et al., 2016). Cette valeur contraste avec les concentrations de sédiments proches de la source de contamination, supérieures à 7 000 ng/g. Cependant, des PBDE ont été détectés dans des amphipodes provenant de la fosse des Mariannes et de la fosse des Kermadec, l'échantillon le plus profond ayant été prélevé à 10 250 m. La concentration pour la somme de sept congénères variait entre 9,33 ng/g de poids de lipides et 318,71 ng/g de poids de lipides. Des PCB ont également été détectés dans ces échantillons, avec des concentrations, là encore pour la somme de sept congénères, allant de 62,02 ng/g de poids de lipides à 1 866,25 ng/g de poids de lipides (Jamieson et al., 2017). Bien qu'elles soient peu nombreuses, les données disponibles sur les polluants organiques persistants en haute mer indiquent clairement que ces substances chimiques demeurent universellement présentes dans des composants marins éloignés de leur source. En 2012, les concentrations de PBDE47 et de PBDE99 dans les eaux situées à

l'ouest de Los Angeles (États-Unis d'Amérique) dépassaient 12 500 picogrammes par litre (pg/l). Dans les échantillons d'eau suivants, prélevés sur des sites progressivement plus éloignés vers l'ouest (en direction de Honolulu, États-Unis), les concentrations se faisaient beaucoup plus faibles (< 20 pg/l), même si les PBDE restaient présents sur tous ces sites (Sun, 2015). D'autres études indiquent la présence de retardateurs de flamme organophosphatés et de PBDE dans l'atmosphère, dans les sédiments et dans les eaux de l'océan Arctique et de l'océan Atlantique Nord, en surface comme en profondeur (Li et al., 2017; Ma et al., 2017; McDonough et al., 2018). On estime actuellement que le transport atmosphérique prévaut sur les autres modes de transport à longue distance des retardateurs de flamme organophosphatés et des PBDE (Sühling et al., 2016; Vorkamp et al., 2019). Il convient dès lors de continuer à surveiller ces composés.

Les poissons de la mer de Chine méridionale contiennent des PBDE, des PCB et du DDT ainsi que ses métabolites, mais les concentrations dans les muscles (PBDE : somme de 8 congénères, et PCB : somme de 19 congénères, < 200 ng/g de poids de lipides) se situent dans la partie inférieure de la fourchette mondiale et sont corrélées aux habitudes alimentaires des différentes espèces de poissons (Sun et al., 2014). Toujours dans la mer de Chine méridionale, des données plus récentes concernant diverses espèces (*Xanthidae*, *Octopus variabilis*, *Conus striatus*, *Chlorurus bowersi*, *Selar crumenophthalmus* et *Muraenesox spp.*) de l'atoll de Xuande ont révélé la présence de PCB, de PBDE et de DDT ainsi que de ses métabolites dans les différentes composantes de cet écosystème marin. Les concentrations de PCB (17 congénères) variaient entre 8,8 ng/g de poids de lipides chez *Octopus variabilis* et 117,9 ng/g de poids de lipides chez *Muraenesox spp.* (Sun et al., 2017).

Les sédiments transportés depuis la mer de Béring par le détroit de Béring, et depuis la mer des Tchouktches, le bassin du Canada et le bassin de Fram vers les stations islandaises (zone centrale de l'océan Arctique) contenaient des pesticides organochlorés, des PCB et des PBDE. Dans les profondeurs inférieures

à 500 m, les cinq premiers centimètres de sédiments contenaient 286 ± 265 pg/g en poids sec (p.s.) de PCB (47 congénères), une valeur supérieure à celle des concentrations dans les sédiments plus profonds (149 ± 102 pg/g p.s.). En outre, certaines données indiquent une augmentation des concentrations de HCB dans les sédiments, au moins dans la mer Baltique (Josefsson, 2018), tandis que dans certains compartiments environnementaux situés en Chine, la concentration de HCB détectée dans les graisses de Marsouins aptères de la mer de Chine méridionale a très peu évolué. On observe des variations minimales entre 1990, lorsque la fourchette de concentrations de HCB était de 140 à 230 ng/g de poids de lipides, et 2000/2001, lorsque cette fourchette était de 87 à 250 ng/g de poids de lipides (Wang et al., 2010). L'absence de réduction, voire l'augmentation de la concentration de HCB pourrait être imputable à une production involontaire de HCB en tant que sous-produit dans divers processus de combustion et de chloration (Josefsson et Apler, 2019).

Il ne fait aucun doute qu'outre la contamination généralisée du milieu marin par des polluants organiques persistants, il existe localement des zones de forte concentration corrélées à la prolifération urbaine et aux établissements industriels. Un mélange complexe de ces polluants est déversé chaque jour dans la lagune de Lagos. En plus des rejets directs, les sciures et d'autres déchets ménagers terrestres constituent également des sources de contaminants. Les polluants organiques persistants qu'il convient d'examiner sont les pesticides organochlorés car, au Nigéria et dans d'autres pays en développement, ces pesticides (y compris le DDT et le lindane) sont toujours utilisés pour lutter contre les parasites et en tant qu'insecticides.

La Méditerranée a également été décrite comme une zone de forte concentration de polluants organiques persistants (Marsili et al., 2018, et références dans le tableau 7.1). En 2013, la concentration moyenne de PCB dans les graisses de Tursiops du golfe Ambracique était faible ($26\,770$ ng/g de poids de lipides; Gonzalvo et al., 2016) par rapport à la concentration moyenne chez les individus de la même espèce

vivant dans le nord de la mer Adriatique en 2011 ($110\,460$ ng/g de poids de lipides; Jepson et al., 2016). Cependant, la concentration moyenne pour les individus du nord de la mer Adriatique était supérieure d'environ $40\,000$ ng/g de poids de lipides à la moyenne mesurée chez des Tursiops d'Écosse (Royaume-Uni) échantillonnés sur la période 2004-2012. Les valeurs équivalentes pour le golfe du Mexique (Texas, États-Unis), pour Hawaï (États-Unis) et pour la Réunion (France) étaient respectivement de $47\,700$ (Balmer et al., 2015), $11\,800$ (Bachman et al., 2014) et $5\,200$ (Dirtu et al., 2016) ng/g de poids de lipides, pour des échantillonnages effectués entre 2009 et 2012. Les concentrations moyennes de PCB dans les graisses de grands cachalots du bassin corso-ligure de la Méditerranée prélevées entre 2006 et 2013 étaient de $24\,240$ ng/g de poids de lipides pour les mâles et de $16\,880$ ng/g de poids de lipides pour les femelles (Marsili et al., 2018, tableau 7.2 et références; Pinzone et al., 2015). Ces concentrations n'étaient pas aussi élevées que celles mesurées chez des individus vivant dans la mer Ligurienne et dans le golfe du Lion ($107\,810$ ng/g de poids de lipides; Praca et al., 2011), pour un échantillonnage effectué entre 2006 et 2009, mais elles étaient largement supérieures aux moyennes obtenues dans les eaux autour des îles Galapagos ($1\,320$ ng/g de poids de lipides) et de la Papouasie-Nouvelle-Guinée ($1\,140$ ng/g de poids de lipides), respectivement en 2000 et en 2001 (Godard-Codding et al., 2011).

Bien qu'elle soit décroissante, l'évolution de la concentration de dieldrine dans le biote arctique est lente, ce qui est cohérent avec les observations des concentrations atmosphériques, dont l'évolution a également été très faible entre 1993 et 2016. Il a également été démontré que la concentration des composés à base de chlordane diminue dans le biote arctique (AMAP, 2016). Il en va globalement de même pour les autres polluants organiques persistants « d'héritage » (α -HCH, β -HCH, γ -HCH, PCB, etc.) que l'on retrouve dans le biote arctique.

Comme cela a déjà été souligné dans le présent chapitre, divers composés fluorés suscitent un intérêt croissant. Sur les sites côtiers de l'est de la mer du Nord, des concentrations de PFOA de 3,8 nanogrammes par litre (ng/l)

et des concentrations de PFOS de 1,8 ng/l ont été observées. Ces concentrations ont davantage diminué dans les zones rejoignant la haute mer, où elles ont atteint 0,13 ng/l pour le PFOA et 0,09 ng/l pour le PFOS (Theobald et al., 2011). Des composés perfluorés ont été retrouvés dans des oiseaux de mer de la Baltique (Rubarth et al., 2011), dans des poissons pêchés autour de Charleston (Caroline du Sud, États-Unis) (Fair et al., 2019), dans divers fruits de mer en République de Corée (Jeong et al., 2019) et dans le réseau alimentaire marin de l'Arctique (Butt et al., 2010) ainsi que dans les biotes de l'Antarctique, ce qui montre que ces polluants sont tout aussi omniprésents dans l'environnement mondial que les 12 polluants organiques persistants qui figuraient à l'origine dans la Convention de Stockholm.

La présence de substances per- et polyfluoroalkylées a été documentée dans l'Arctique et dans l'océan mondial au cours de la dernière décennie (Ahrens et al., 2010; Benskin et al., 2012; Yeung et al., 2017). L'élimination progressive du PFOA et du PFOS issus de la production aux États-Unis et en Europe entraînera une diminution des concentrations de ces substances dans la couche superficielle de l'océan (Zhang et al., 2017). Toutefois, cette diminution sera probablement contrebalancée par la hausse des concentrations de substances per- et polyfluoroalkylées. La forte concentration de PFOS observée dans l'Atlantique Sud pourrait être imputable à l'utilisation d'un précurseur chimique en tant que pesticide au Brésil (González-Gaya et al., 2014).

Le défi ultime n'est cependant toujours pas surmonté, dans la mesure où le génie humain a permis de produire une large gamme d'hydrocarbures halogénés qui ont apporté des bienfaits considérables à l'humanité, mais que l'on retrouve dans les environnements abiotiques et biotiques du monde entier. On ignore encore l'incidence totale qu'ont ces composés sur le biote marin, en particulier en cas de bioamplification. Ces lacunes sont notamment dues au fait que les programmes de surveillance ont tendance à se concentrer sur un sous-ensemble de composés plutôt que sur le spectre complet des composés fluorés, chlorés et bromés dont la présence dans le

milieu marin est avérée et qui contribuent à la charge totale de contaminants retrouvés chez les différents animaux. En raison de la toxicité et de la biodisponibilité de chaque composé, il est indispensable d'étudier en détail chaque sous-groupe.

3.4. Conséquences sur le plan socioéconomique et autres changements économiques et sociaux

Les composés hautement toxiques, tels que le γ -HCH et le p,p'-DDDT, présentent des risques potentiellement inacceptables pour les organismes aquatiques. De façon plus générale, il existe des risques pour les animaux situés au sommet de la chaîne alimentaire, y compris pour les humains. Il s'avère que les résidus de pesticides de γ -HCH et de p,p'-DDE sont les plus persistants de tous les polluants organiques persistants évalués et extrapolés pour le golfe de Guinée. En outre, il a été démontré que le γ -HCH a un fort potentiel de transport à longue distance. La capacité de ces composés à exercer une toxicité semblable à celle de la dioxine sur le biote des lagunes est une indication des risques probables pour la santé du biote et des humains (Rose et al., 2017).

Au fil des changements climatiques que l'on observe partout dans le monde, la faune et la flore marines seront soumises à un stress supplémentaire, dû à la hausse des températures et à la désoxygénation des océans. Une réduction du pH risque d'aggraver ce stress. Les plantes et les animaux marins qui subissent déjà une certaine forme de stress en raison de leur charge en contaminants pourraient être plus vulnérables. Il convient de mener des recherches pour comprendre les implications de ces nombreux facteurs de stress, non seulement du point de vue de la biodiversité, mais aussi du point de vue du secteur de l'élevage de crustacés et de poissons, en cas d'incidences au niveau des populations.

Les concentrations de polluants organiques persistants pourraient, à elles seules, provoquer des effets biologiques néfastes dont l'impact pourrait s'étendre au-delà du niveau

des différents végétaux ou animaux marins. Les effets localisés sur les populations, ou les cas où les concentrations de contaminants dépassent les seuils de conformité, risquent de nuire aux industries locales. En 2018, le groupe scientifique de l'Autorité européenne de sécurité des aliments sur les contaminants de la chaîne alimentaire a réduit la dose hebdomadaire tolérable de dioxines et de PCB de type dioxine dans l'alimentation à 2 pg par kg de poids corporel, un chiffre sept fois inférieur à la dose tolérable auparavant établie par l'Union européenne⁷. Ce seuil est comparable à la dose journalière tolérable établie depuis de nombreuses années par l'Organisation mondiale de la Santé pour les PCB de type dioxine, à savoir 1 à 4 pg de facteur d'équivalence toxique par kg de poids corporel. Le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), qui assure le secrétariat du Réseau pour l'élimination des PCB, a

récemment publié un rapport [PNUE et Institut des Nations Unies pour la formation et la recherche (UNITAR), 2018] détaillant les progrès réalisés en vue de l'échéance de 2028 fixée pour leur élimination, échéance définie dans la Convention de Stockholm. Les Parties ne sont actuellement pas en bonne voie pour atteindre l'objectif de 2028. Il est donc nécessaire de continuer à surveiller les concentrations de polluants organiques persistants, tant pour comprendre l'incidence du mélange de plus en plus complexe de produits chimiques anthropiques sur les systèmes marins que pour en évaluer la concentration dans les fruits de mer. Les poissons et les crustacés constituent une source de protéines précieuse et nutritive, et ils doivent pouvoir être consommés sans danger. Il faudra pour cela réduire les émissions, les rejets et les pertes de polluants organiques persistants, et en diminuer les concentrations dans le biote marin.

4. Métaux

4.1. Introduction

Les métaux continuent d'être transportés à des concentrations élevées dans le monde entier, ce qui peut avoir des répercussions sur la vie humaine et sur l'environnement, même dans les régions reculées. Bien que les métaux soient présents à l'état naturel et rejetés dans l'environnement à partir de sources naturelles, les émissions anthropiques apportent une contribution considérable aux flux de métaux, allant jusqu'à dominer les flux d'un certain nombre de métaux. Les métaux hautement toxiques, tels que le mercure, le cadmium et le plomb, ainsi que le tributylétain, qui ont été étudiés dans la première Évaluation, ainsi que les éléments de terre rare sont inclus dans le présent chapitre.

4.2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan

Dans la première Évaluation, les sources, les principales utilisations, la production et

l'incidence des métaux (mercure, cadmium et plomb) et du tributylétain, un perturbateur endocrinien, ont été examinées. Toutefois, la comparaison s'est avérée fastidieuse en raison du grand nombre de méthodes d'analyse utilisées et du fait que les données étaient exprimées dans des unités différentes.

Les principaux secteurs qui contribuent aux émissions de mercure dans l'atmosphère sont le secteur des centrales à combustion (surtout à charbon) et celui de l'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or. D'après les estimations du PNUE, fondées sur des données datant de 2010 (PNUE, 2019), ces sources représentent environ 50 % du total des émissions anthropiques de mercure.

4.3. Description des changements environnementaux intervenus entre 2010 et 2020

Les observations de la concentration de métaux dans l'océan mondial se sont améliorées au cours des dix dernières années, principalement grâce à des efforts intégrés, tels que

⁷ Voir www.efsa.europa.eu/fr/press/news/dioxins-and-related-pcbs-tolerable-intake-level-updated.

le programme international GEOTRACES. Les observations côtières et les évaluations des tendances font défaut pour la plupart des régions, à l'exception des régions ciblées par les travaux de la Commission pour la protection de l'environnement marin de la mer Baltique, de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est et du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique. Les données se concentrent donc sur les côtes européennes et sur les régions de l'Atlantique Nord et de l'Arctique. Les tendances actuelles varient selon les régions et selon les métaux. En général, il semble que l'on assiste à un nivellement des concentrations de plomb et de cadmium dans la colonne d'eau. Cependant, la concentration de mercure dans les poissons et autres biotes semble s'accroître dans les régions arctiques. Il conviendrait d'accorder la priorité aux initiatives qui visent à remédier au manque de données de séries chronologiques dans certaines régions cruciales, comme l'Atlantique Sud et le Pacifique Sud, en particulier dans le contexte actuel marqué par l'évolution des températures mondiales et par la hausse anticipée de la mobilité des métaux. Ces travaux sont particulièrement essentiels dans les régions où la diminution du permafrost mobilisera les métaux et augmentera leur présence dans toutes les chaînes alimentaires. Dans le monde entier, les captures de poissons⁸ révèlent que toutes les régions abritent au moins quelques espèces de haut niveau trophique qui présentent des concentrations de métaux supérieures aux seuils recommandés. On peut en déduire que toutes les régions océaniques sont touchées. En résumé, le cadmium, le mercure et le plomb peuvent toujours être trouvés à des concentrations supérieures aux niveaux de référence dans les biotes, avec des différences temporelles et spatiales. Les superprédateurs demeurent soumis à une pression en partie due aux concentrations de métaux.

Selon les archives des World Mineral Statistics (Brown et al., 2019), la production mondiale annuelle de cadmium est restée relativement constante, de l'ordre d'environ 21 000

à 26 000 tonnes au cours des dix dernières années, bien que cette production ait été plus élevée entre 2014 et 2017. La production minière de plomb a diminué de près de 10 % depuis le pic de production de 5 300 000 tonnes par an observé au cours de la période 2013-2014. La production de plomb raffiné est restée relativement constante, aux alentours de 11 000 000 tonnes, durant la même période. La Chine est responsable, à elle seule, d'environ la moitié de la production annuelle de plomb. La production annuelle de mercure a doublé entre 2010 et 2012, et a atteint 4 000 000 tonnes en 2017 (Brown et al., 2019). De plus, au cours de cette période, la part du principal producteur, la Chine, est passée d'environ 75 % à près de 90 %.

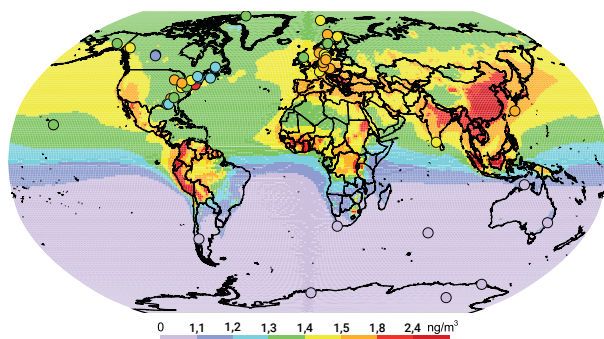
S'appuyant sur des données de 2015, le PNUE estime que la combustion stationnaire du charbon et l'extraction artisanale de l'or sont actuellement responsables de 60 % des émissions atmosphériques totales de mercure d'origine anthropique (PNUE, 2019). Toutefois, on ignore si la différence par rapport à 2010 provient d'une amélioration des informations récoltées ou si elle témoigne réellement d'une évolution des émissions de ces secteurs. Dans l'ensemble, les émissions anthropiques totales représentent environ 30 % des émissions totales de mercure dans l'air; on estime par ailleurs que les processus naturels, tels que l'évaporation du mercure précédemment déposé dans les sols et l'eau, comptent pour 60 % des émissions totales, les 10 % restants provenant des émissions naturelles des volcans (PNUE, 2019).

La répartition spatiale mondiale des émissions de mercure dans les dépôts aériens et atmosphériques révèle d'importantes zones de concentration en Asie orientale et méridionale, en Afrique centrale et en Amérique du Sud, ainsi qu'en Amérique centrale et dans le sud-est de l'Amérique du Nord (figure II). Les contributions sous-continentales à l'inventaire mondial en 2015 sont très similaires à celles de 2010.

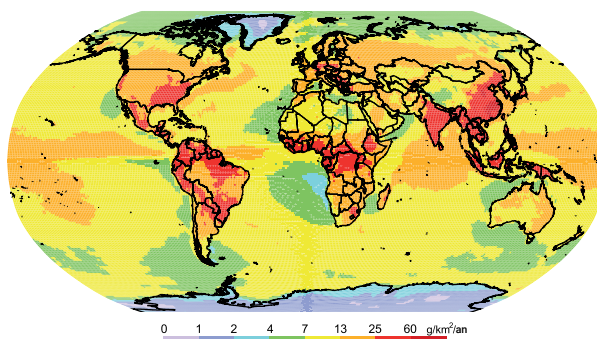
⁸ Voir www.fao.org/state-of-fisheries-aquaculture.

Figure II
Répartition mondiale des concentrations médianes de mercure (Hg^0) pour l'ensemble du modèle en 2015

A. Dans l'air de surface



B. Flux de dépôt total (humide et sec)



Source : Ilyin, I., et al., 2018.

4.4. Principaux changements et conséquences par région

4.4.1. Océan Arctique

L'Arctique connaît des changements rapides et fait l'objet d'efforts de recherche et de surveillance accrus. Le dégel du pergélisol devrait intensifier les transferts de mercure terrestre et d'autres métaux vers les environnements côtiers de l'Arctique (Fisher et al., 2012). Les métaux ne disparaissent pas avec le temps, mais ils peuvent être piégés dans les sédiments. Or, on dispose de peu de données sur les métaux présents dans les sédiments de l'Arctique. La concentration moyenne de cadmium dans le biote de la mer de Barents (côte nord-ouest de la Norvège) s'est avérée supérieure aux concentrations de l'évaluation de référence réalisée par la Commission OSPAR, mais nettement inférieure au niveau maximal autorisé dans les denrées alimentaires par la Commission européenne (OSPAR, 2017d). Les concentrations moyennes pour le mercure et le plomb correspondaient à celles de l'évaluation de référence. Aucun métal n'a montré de tendance à la hausse en termes de concentration dans la colonne d'eau.

Une étude du mercure présent dans l'environnement marin de l'Arctique canadien révèle que l'on comprend désormais mieux le cycle biogéochimique de ce métal, mais qu'il doit être davantage caractérisé. Les concentrations totales de mercure dans les sédiments de la baie

d'Hudson sont plus faibles (8-58 ng/g de poids sec) que dans les autres régions marines de l'océan Arctique circumpolaire (par ex., jusqu'à environ 290 ng/g de poids sec sur la côte du Groenland en 2000) (Fisher et al., 2012).

Les réserves de mercure dans le permafrost sont mal quantifiées; les sols de surface de l'Arctique contiennent probablement une partie du mercure hérité. Les estimations actuelles de l'exportation de mercure par les cours d'eau vers les zones côtières de l'Arctique proviennent de données et de modèles lacunaires, et varient considérablement, allant de 13 à 80 mégagrammes par an (Dastoor et Dunford, 2014). L'exportation de mercure par érosion côtière est, quant à elle, estimée à 15-30 mégagrammes par an (Soerensen et al., 2016). Selon des scénarios prévoyant une augmentation de 30 % du ruissellement terrestre, la concentration de mercure dans les cours d'eau pourrait être multipliée par six dans les zones côtières (Jonsson et al., 2017). Les cours d'eau transportent également une quantité importante de mercure toxique, à savoir le méthylmercure. Les estimations actuelles des flux ne permettent pas de boucler le bilan du mercure dans l'Arctique. Par conséquent, on suppose qu'une importante transformation du mercure a lieu dans les zones côtières, sous la forme d'une évaporation d'espèces de mercure gazeux dans l'atmosphère (Heimbürger et al., 2015).

La concentration totale de mercure dans les biotes arctiques, y compris chez les

mammifères et les oiseaux marins, varie toujours considérablement d'une zone à l'autre. En ce qui concerne les oiseaux (Guillemots de Brünnich), la concentration totale de mercure a augmenté chez ceux qui nichent à une latitude plus élevée. On a constaté une augmentation de la concentration totale de mercure dans les œufs des oiseaux de mer (diverses espèces) entre 1975 et 2012. Les raisons de cette augmentation restent floues, mais il est probable qu'elles soient dues à plusieurs facteurs. On a retrouvé de fortes concentrations totales de mercure dans les muscles des requins du Groenland [$1,62 \pm 0,52 \mu\text{g/g}$ de poids humide (p.h.)], corrélées à leur position trophique élevée dans la chaîne alimentaire marine de l'Arctique.

La quatrième Évaluation mondiale du mercure (2018) (PNUE, 2019), fruit d'une collaboration entre le PNUE et le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique, a fait ressortir les éléments suivants :

- a) La perte de banquise dans l'Arctique due aux changements climatiques favorise une hausse des échanges de mercure entre l'océan et l'atmosphère;
- b) Les sites arctiques côtiers de Norvège présentent un niveau de mercure atmosphérique légèrement plus élevé que ceux du Groenland, ce qui est corrélé au transport direct depuis l'Europe continentale, en particulier en hiver et au printemps;
- c) L'Arctique est principalement influencé par le transport à longue distance du mercure atmosphérique;
- d) Les dépôts secs de mercure peuvent être importants dans la toundra arctique de l'intérieur des terres;
- e) Les stratégies actuelles ne permettront pas d'assurer la diminution des dépôts de mercure dans l'Arctique d'ici 2035;
- f) Les effets des changements climatiques sur les écosystèmes marins de l'Arctique se produisent rapidement, ce qui renforce l'importance de ce phénomène vis-à-vis de la compréhension des tendances du mercure au niveau mondial;
- g) Les oiseaux de l'Arctique sont globalement confrontés à un risque modéré ou faible en ce qui concerne le mercure;
- h) Certains mammifères marins de l'Arctique sont placés dans une catégorie à haut risque, car ils absorbent du méthylmercure dans le cadre de leur alimentation. La concentration de mercure dans les muscles des globicéphales se situe à l'extrémité supérieure du spectre de concentration pour les odontocètes;
- i) La concentration de mercure chez les phoques annelés de l'Arctique nord-américain a augmenté;
- j) L'évolution de la concentration de mercure chez les mammifères marins et les oiseaux de mer est déterminée par l'évolution de leur mode d'alimentation et des conditions environnementales ainsi que par les changements climatiques. Dès lors, il n'est pas nécessairement possible de déterminer les raisons exactes de l'évolution observée dans la concentration de mercure chez les mammifères marins et les oiseaux de mer;
- k) Les populations humaines de l'Arctique courent toujours un risque élevé du fait de leur exposition au mercure contenu dans les poissons et dans les mammifères marins qu'elles consomment; cependant, cette exposition a diminué au cours des 20 dernières années.

En résumé, le cadmium, le mercure et le plomb peuvent encore être trouvés dans le biote à des concentrations supérieures aux niveaux de référence, avec des différences temporelles et spatiales. Les superprédateurs subissent toujours une forte pression, notamment en raison des concentrations des métaux lourds.

4.4.2. Océan Atlantique Nord, mer Baltique, mer Noire, mer Méditerranée et mer du Nord

Atlantique Nord (y compris la zone maritime OSPAR)

La Grande mer du Nord est la seule zone maritime OSPAR pour laquelle on dispose de suffisamment de données sur les apports de métaux en suspension dans l'eau pour les utiliser dans une évaluation. Les apports de mercure par le ruissellement continental ont diminué de moitié environ entre la période 1990-1995 et

la période 2010-2014 (les apports atmosphériques, eux, ont été réduits d'un tiers environ). Les apports de cadmium par l'atmosphère et par le ruissellement ont tous deux été réduits de deux tiers. Les progrès des méthodes d'analyse, qui ont permis d'améliorer (d'abaisser) les limites de détection et d'en accroître la précision, permettent de déduire que, même si l'on observe une tendance à la baisse des apports fluviaux, cette évolution est probablement surestimée. Il faudra donc une observation à plus long terme pour en établir l'importance (OSPAR, 2017a). Les apports de plomb par le ruissellement continental ont diminué de plus de moitié, tandis que les dépôts de plomb atmosphérique sont équivalents à moins d'un tiers de leur niveau de 1990. La pollution atmosphérique secondaire provenant de matières remises en suspension et de sources situées en dehors de la zone maritime OSPAR sont désormais les principales sources de pollution atmosphérique.

Il est nécessaire d'assurer une coopération au-delà de la zone OSPAR pour gérer ces sources, en plus des apports hydriques. Diverses analyses des isotopes du plomb dans l'Atlantique Nord tropical montrent que jusqu'à 30 à 50 % du plomb naturel détecté provenait de poussières minérales d'Afrique du Nord, ce qui indique que les efforts consentis dans le monde pour réduire les émissions de plomb anthropiques ont été couronnés de succès (Bridgestock et al., 2016). La concentration de plomb dissous dans les eaux de surface de la mer Celtique, dans l'Atlantique Nord-Est, ont été multipliées par quatre au cours des 40 dernières années, pour atteindre 8 ng/l (Rusiecka et al., 2018). Ce niveau reste supérieur d'un ou deux ordres de grandeur à la valeur de référence. Les apports atmosphériques de plomb ont été réduits, et les flux de plomb dissous dans le benthos [5,6-8,5 µg de plomb/(m²/jour)] dépassent maintenant les flux de plomb atmosphérique [0,006-2,5 µg de plomb/(m²/jour)] dans la mer Celtique, ce qui révèle l'importance des sédiments en tant que source de plomb contemporaine (Rusiecka et al., 2018).

Les concentrations moyennes de mercure, de cadmium et de plomb dans les sédiments marins sont en baisse ou ne montrent aucune

évolution significative dans la majorité des zones évaluées. Néanmoins, les concentrations dans toutes les zones sont supérieures aux niveaux de référence naturels, et quatre des six zones évaluées présentent des concentrations supérieures au seuil à partir duquel des effets écologiques négatifs ne peuvent être exclus (OSPAR, 2017c). Suite à l'interdiction du tributylétain dans les peintures antisalissures, on a constaté une nette amélioration de la condition reproductive des escargots de mer dans l'Atlantique Nord-Est au cours de la période d'évaluation 2010-2015. Les niveaux d'imposex se sont nettement améliorés par rapport à une évaluation réalisée en 2010. Dans la plupart des zones étudiées, l'imposex induit par le tributylétain se situe au niveau ou en dessous du niveau auquel des effets nocifs sont attendus. Certaines données indiquent également une tendance temporelle à la baisse de la gravité de l'imposex dans toutes les zones évaluées. Néanmoins, certaines zones présentent toujours un niveau d'imposex élevé. Malgré leur diminution, les niveaux d'imposex restent supérieurs aux niveaux de référence dans toutes les zones évaluées (OSPAR, 2017d).

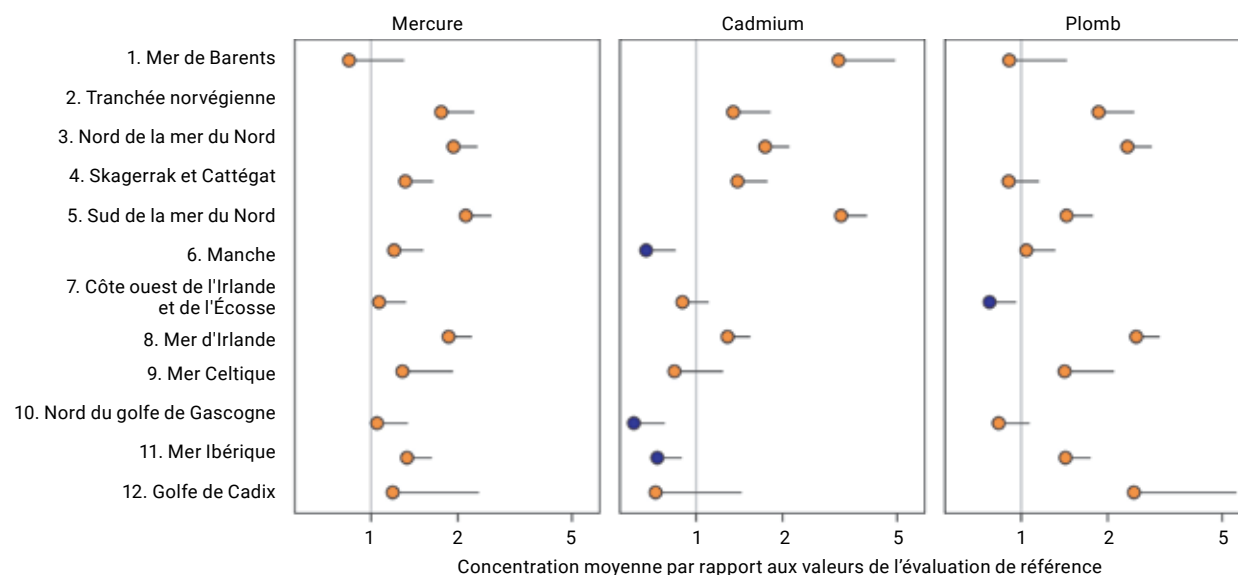
Suite à l'interdiction du tributylétain, sa concentration moyenne dans les sédiments a diminué de façon mesurable dans la partie sud de la Grande mer du Nord, et elle est désormais très faible, voire indétectable, dans le reste de l'Atlantique Nord-Est. La plupart des pays de la région ont cessé de surveiller les composés organostanniques dans les sédiments, en particulier dans les sites au large des côtes, car leur concentration est désormais si faible qu'elle est souvent inférieure à la limite de détection. Par conséquent, une évaluation fiable des composés organostanniques présents dans les sédiments ne pourrait être effectuée que dans la partie méridionale de la mer du Nord (OSPAR, 2017e).

Dans la plupart des zones étudiées lors de la première Évaluation, les concentrations de mercure, de cadmium et de plomb dans les moules et dans les poissons sont supérieures aux niveaux de concentration estimés dans l'évaluation de référence (figure III). Néanmoins, toutes ces concentrations sont inférieures aux limites fixées par la Commission européenne

pour les denrées alimentaires. Dans toutes les zones évaluées, ces concentrations sont en baisse ou ne montrent aucune évolution significative, à l'exception du cadmium dans quelques sites de la Grande mer du Nord et de la mer d'Irlande (OSPAR, 2017b). Les concentrations maximales de métaux dans

les poissons, les mollusques et les crustacés fixées par la Commission européenne sont au moins cinq fois supérieures aux valeurs de référence. Dans toutes les régions OSPAR étudiées depuis 2009, les concentrations moyennes des métaux sont inférieures aux seuils maximaux établis par la Commission européenne.

Figure III
Concentrations moyennes de chaque métal lourd dans les poissons, mollusques et crustacés de chaque zone d'évaluation des contaminants OSPAR, par rapport aux valeurs de l'évaluation de référence (limites de confiance supérieures à 95 %)



Source : OSPAR, 2017d.

Notes : Une valeur de « 1 » signifie que la concentration moyenne est égale à la valeur de l'évaluation de référence. La couleur bleue indique que la concentration moyenne est statistiquement inférieure à la valeur de l'évaluation de référence et au seuil maximal établi par la Commission européenne pour les denrées alimentaires ($p < 0,05$) et la couleur orange que la concentration moyenne est égale (si la limite de confiance atteint 1) ou supérieure à la valeur de l'évaluation de référence, mais significativement inférieure au seuil maximal établi par la Commission européenne pour les denrées alimentaires. Les seuls maximaux établis par la Commission européenne sont plus de cinq fois supérieurs aux concentrations déterminées dans l'évaluation de référence et ne sont donc pas indiqués. Les désignations géographiques dans la figure sont celles utilisées par la Commission OSPAR.

Mer Baltique

Il existe des divergences relativement importantes entre les différentes estimations de la quantité totale de métaux absorbée dans la mer Baltique chaque année, et leur principale voie d'entrée est assez variable [Commission pour la protection de l'environnement marin de la Baltique (HELCOM), 2018a]. On estime qu'entre 2012 et 2014, les apports de cadmium, de mercure et de plomb dans la mer Baltique étaient respectivement de l'ordre de 23-45 tonnes par an, 4,8-5,6 tonnes par an et 443-565 tonnes par an (HELCOM, 2018a).

Le mercure qui pénètre dans la mer Baltique par dépôt atmosphérique représente environ 70 % du total des entrées, mais ces niveaux ont diminué de 15 % entre les années 1990 et 2014.

Les concentrations de mercure dans les muscles des poissons (les espèces les plus souvent mesurées sont le hareng et la morue en haute mer, ainsi que les flets et les perches dans les zones côtières) ont dépassé le seuil fixé (20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.h.) dans presque tous les sous-bassins de haute mer surveillés, signe d'un mauvais état écologique pendant la période 2011-2016 (HELCOM, 2018a). Ce seuil a

également été dépassé dans certaines zones côtières. Un « bon » état écologique n'a été constaté que dans le bassin d'Arkona et dans les zones danoise et suédoise. Aucune tendance générale ne se dégage dans les séries chronologiques étudiées pour le mercure dans les muscles des poissons.

Pour le cadmium, ce sont les apports des cours d'eau qui dominent : ils représentent 79 % des apports de cadmium dans la mer Baltique. Les apports par les fleuves pour lesquels des séries chronologiques existent montrent une variabilité interannuelle assez importante, qui rend difficile la mise en lumière de tendances. Les dépôts atmosphériques de cadmium ont diminué de 60 % entre les années 1990 et 2014.

En ce qui concerne les concentrations de cadmium dans l'eau de mer, le biote (moules) et les sédiments, évaluées en appliquant la méthode de « l'élément le plus déclassant », seuls 35 % des sous-bassins de haute mer évalués présentaient un « bon » état écologique (HELCOM, 2018a). Aucune tendance significative n'a été observée dans 89 % des 38 tendances évaluées, alors qu'une tendance à la baisse a été observée dans 4 des 33 tendances, et qu'une seule a montré une tendance à la hausse. Les concentrations seuils étaient de 0,2 µg/l dans l'eau, de 960 µg/kg p.s. (137,3 µg/kg p.h.) dans les tissus des moules, et de 2,3 mg/kg p.s. dans les sédiments.

Les apports de plomb par les cours d'eau représentent 64 % de l'apport total de plomb dans la mer Baltique. Les apports de plomb des séries chronologiques existantes montrent une variabilité interannuelle assez importante, qui rend difficile la mise en lumière de tendances. Les dépôts de plomb atmosphériques ont diminué de 80 % entre les années 1990 et 2014.

Les mesures de la concentration de plomb dans le biote (poissons et moules) et dans les sédiments, obtenues selon le principe de « l'élément le plus déclassant », révèlent que seuls quatre sous-bassins en haute mer et certaines zones côtières ont atteint un bon état écologique (HELCOM, 2018a). En outre,

le plomb n'atteint généralement pas la valeur seuil établie dans le biote (26 µg/kg p.h. dans le foie des poissons, et 1 300 µg/kg p.s. et 185,9 µg/kg p.h. dans les moules). Aucune tendance constante n'a été observée.

Dans la plupart des régions, la présence de tributylétain dans l'eau, dans les sédiments et dans le biote demeure problématique (HELCOM, 2018b). Pour les sédiments, la majorité des sites n'ont pas atteint le niveau seuil (1,6 µg/kg p.h.) et, même après deux à trois ans de surveillance, aucune tendance temporelle n'a pu être dégagée.

Le niveau d'imposex mesuré pendant six ans ou plus s'est avéré inférieur à la valeur seuil dans le sud du Cattéat et dans le Skagerrak. Dans huit autres sites, on a observé une diminution des effets. Ce phénomène est conforme aux résultats obtenus dans la région de la mer du Nord, où une tendance à la baisse a été observée dans 48 % des sites d'imposex⁹.

Bien que la situation se soit améliorée en ce qui concerne le tributylétain, sa concentration dans les sédiments et les effets qu'il engendre chez les gastéropodes marins indiquent que la mer Baltique reste affectée par la pollution héritée du passé. Pour établir la poursuite des tendances à la baisse, il conviendra d'étudier les utilisations de composés organostanniques ailleurs que dans les peintures anti-salissures ainsi que leur libération à partir de sédiments précédemment contaminés.

Mer Méditerranée

La contamination par les métaux en Méditerranée est le résultat des activités humaines (facteurs et pressions) qui se déroulent le long de l'ensemble des zones côtières et marines de la mer Méditerranée et qui entraînent un déséquilibre des écosystèmes par rapport à leurs conditions de stabilité naturelles. Les contaminants nocifs pénètrent dans l'écosystème marin par différentes voies, telles que les dépôts atmosphériques ou les apports de sources terrestres et marines. Le long du littoral méditerranéen, les nombreux ports

⁹ Voir <https://oap.ospar.org/fr/evaluations-ospar/evaluation-intermediaire-2017/pressions-de-lactivite-humaine/contaminants/etat-et-tendances-des-niveaux-dimposex-chez-les-gasteropodes-mar>.

(petits ports de plaisance et grands ports de commerce) engendrent différentes pressions en termes de pollution chimique. À l'heure actuelle, d'anciennes menaces côtoient de nouvelles pressions, bien que les tendances et les concentrations des métaux aient considérablement diminué dans la plupart des zones touchées suite à la mise en œuvre de mesures environnementales (telles que l'interdiction des carburants au plomb et des peintures antisalissures ou la réglementation du mercure), comme on l'observe en Méditerranée occidentale [PNUE/Plan d'action pour la Méditerranée (PAM)/Programme coordonné de surveillance continue et de recherche en matière de pollution dans la Méditerranée (MED POL), 2011a]. Il convient toutefois de signaler que la Mer Menor reste très touchée par les métaux.

D'après les derniers ensembles de données disponibles sur les contaminants inclus dans la base de données du Programme coordonné de surveillance continue et de recherche en matière de pollution dans la Méditerranée, les concentrations de polluants et de contaminants hérités du passé restent moindres dans le biote (principalement les bivalves), malgré l'existence de zones de haute concentration. Cette tendance est conforme aux données des précédents rapports d'évaluation (PNUE/PAM, 2009; PNUE/PAM/MED POL, 2011a; PNUE/PAM, 2012a, 2012b) et aux rapports sur les tendances temporelles (PNUE/PAM/MED POL, 2011b, 2016b). Elle révèle en outre l'accumulation et la persistance de substances chimiques dans les sédiments côtiers. Les contaminants chimiques surveillés chez les bivalves (moules, palourdes, etc.), chez les poissons et dans les sédiments, ainsi que leur évaluation par rapport aux concentrations de référence, aux concentrations environnementales et aux critères du seuil d'effet faible (« effect range low », ERL) amènent également à cette conclusion. Pour les biotes (bivalves et poissons), le pourcentage de sites présentant des conditions environnementales acceptables (inférieures au seuil établi par la Commission européenne), varie entre 92 % et 100 % pour le cadmium, le plomb et le mercure total. La teneur en plomb dans les moules ne dépassait la concentration environnementale que dans 8 % des sites évalués. Par conséquent, selon ces critères, tous

les sites dont les biotes ont été évalués et qui ont été inclus dans la base de données présentent des conditions environnementales marines acceptables, à l'exception de 8 % d'entre eux pour le plomb. En revanche, les sites où les concentrations dans les sédiments côtiers dépassaient les critères d'évaluation (supérieures à la fourchette des critères ERL), c'est-à-dire où les conditions environnementales n'étaient pas acceptables, représentaient respectivement 4 %, 53 % et 15 % des sites évalués pour le cadmium, pour le mercure total et pour le plomb. Ce taux de 53 % pour le mercure démontre qu'il est nécessaire de réviser les critères d'évaluation sous-régionaux. Un mélange de sources naturelles et anthropiques connues pourrait influencer l'évaluation, en particulier dans la mer Adriatique, dans la mer Égée et dans le bassin Levantin. À cet égard, une révision des critères d'évaluation actuels est à l'étude (PNUE/PAM/MED POL, 2016a) et devrait permettre d'affiner davantage les conclusions des futures évaluations.

D'après les valeurs des critères d'évaluation environnementale recommandés à titre indicatif par la décision IG. 22/7 des Parties contractantes à la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée, adoptée lors de leur dix-neuvième réunion ordinaire, qui s'est tenue à Athènes du 9 au 12 février 2016, les évaluations rendent globalement compte de conditions environnementales inacceptables, en particulier en ce qui concerne le plomb dans les moules à certains endroits et en ce qui concerne le plomb et le mercure total (53 % des sites présentent des valeurs supérieures aux critères ERL) dans les sédiments côtiers, bien que certains soient situés dans des zones sensibles connues de la mer Méditerranée ou dans des zones d'apport naturel. Pour garantir le contrôle et la réalisation des objectifs visant à maintenir des conditions acceptables en ce qui concerne le cadmium et le mercure total dans le biote, il est nécessaire de procéder à une surveillance et à une évaluation permanentes.

4.4.3. Océan Atlantique Sud et Caraïbes

Les croisières GEOTRACES opérant dans l'Atlantique Sud fournissent de nouvelles évaluations

des apports de plomb dissous. Un flux important ($0,9$ à $1,5 \times 10^6$ kg/an) en direction de l'Atlantique Sud provient de l'océan Indien par le biais du courant des Aiguilles, qui charrie des eaux à forte concentration en plomb (concentration moyenne annuelle : $5,8 \mu\text{g}/\text{kg}$), ce flux étant équivalent à celui des dépôts de poussières minérales atmosphériques au niveau mondial ($1,6 \times 10^9$ g/an, en supposant que 8 % du plomb libéré par ces poussières se retrouvent dans l'eau de mer) (Paul et al., 2015). Actuellement, la concentration de plomb dissous dans l'Atlantique Sud reste supérieure à son niveau préindustriel, et 58 % du plomb dissous dans ces eaux proviennent de sources anthropiques (Schlosser et al., 2019). Il est prévu que les données de GEOTRACES continuent à s'étoffer pour contribuer à la prochaine Évaluation.

Des concentrations importantes d'aluminium, de mercure et de cuivre ont été relevées dans les sédiments et dans les poissons des Caraïbes, principalement dans les ports de Sea Lots et de Point Lisas, à Trinité-et-Tobago, (Mohammed et al., 2012). Le tributylétain reste également un sujet de préoccupation dans les Caraïbes.

Exploitation du phosphore

On trouve des gisements de phosphate partout dans le monde, tant dans les minéraux sédimentaires que dans les minéraux ignés. Le plus grand producteur de phosphate est actuellement la Chine, mais le Maroc en est le plus grand exportateur. Cependant, la majeure partie de l'extraction et du traitement du phosphate a lieu loin de la mer. L'extraction et le traitement de la phosphorite sont une source importante d'afflux de mercure, de cadmium et de plomb ainsi que de chrome, de nickel, de cuivre, d'arsenic, de thorium et d'uranium dans les eaux côtières (Gnandi et al., 2011). Par exemple, de graves incidences des métaux sur les sédiments, l'eau et le biote ont été constatées au Togo, et d'autres régions minières souffrent probablement d'incidences similaires. Les gisements de phosphorite du Togo, extraits depuis 1960 dans les mines de phosphate de Hahatoé et de Kpogamé, dans le sud du pays, sont naturellement enrichis en métaux et en éléments de terre rare (Tanouayi et al., 2016). Le traitement du minerai permet la séparation

de la fraction industrielle riche en phosphore, ce qui aboutit à des concentrations supérieures à 1 mm dans l'eau de mer après le déversement des résidus de phosphorite dans l'océan. Les sédiments côtiers sont fortement enrichis en métaux-traces, et les facteurs d'enrichissement calculés par rapport à la croûte terrestre sont élevés. Des charges élevées de métaux-traces ont également été trouvées dans le biote (poissons et moules). Le rapport des concentrations mesurées de métaux-traces dans le biote comparé aux seuils fixés par l'Organisation mondiale de la Santé, défini ici comme le « facteur de santé relatif », était élevé dans les poissons. Les métaux-traces concernés sont énumérés ici par ordre de concentration décroissante : sélénium, arsenic, argent, nickel, manganèse, fer, plomb, cadmium, chrome, cuivre et zinc. Le cadmium et l'aluminium n'étaient pas accumulés. Dans les moules, le facteur de santé relatif était le plus élevé pour le fer, suivi de l'arsenic, du plomb, du sélénium, du manganèse, du nickel, de l'argent, du cadmium et du cuivre (Gnandi et al., 2011).

4.4.4. Océan Indien, mer d'Arabie, golfe du Bengale, mer Rouge, golfe d'Aden et golfe Persique

Le poisson reste un produit alimentaire important. Or, le risque de contamination des poissons par divers métaux subsiste. Dans le golfe Persique, la plupart des métaux dépassaient régulièrement le niveau maximal admissible dans les muscles des poissons, même si les concentrations de cadmium et de mercure ne dépassaient le niveau maximal que de 10 % (Cunningham et al., 2019).

Une étude récemment menée sur une espèce de poisson (*Lethrinus nebulosus*) au large du Qatar (Al-Ansari et al., 2017), dans le golfe Persique, a révélé que les niveaux de mercure ont diminué dans la région. Le niveau de mercure total était le plus élevé dans le foie ($602 \pm 192 \mu\text{g}/\text{kg p.h.}$) et le plus faible dans les gonades ($71 \pm 31 \mu\text{g}/\text{kg p.h.}$), la concentration relevée dans les muscles se situant entre les deux. Elle a constaté une tendance à la hausse par rapport aux niveaux détectés 20 ans plus tôt, mais les concentrations correspondent davantage à celles signalées en 2007. La

concentration de mercure dans les sédiments était comprise entre 8 et 34,3 µg/kg pour le mercure total (Hassan et al., 2019).

Des études sur les isotopes stables ont montré que, dans l'océan Indien et dans la mer d'Arabie, la concentration de plomb était fortement influencée par les apports anthropiques (Lee et al., 2015). Ces données servent de référence, mais il conviendra de procéder à un échantillonnage ultérieur pour établir des tendances. Dans la partie occidentale de l'océan Indien, les concentrations de plomb et de cadmium étaient inférieures au niveau préoccupant, même si, chez certaines espèces de haut niveau trophique (espadon, thazard noir et marlin bleu), la concentration de mercure dépassait souvent 1 mg/kg p.h. (Bodin et al., 2017). Plus de 13 % des espadons échantillonnés dans l'océan Indien présentaient un taux de mercure supérieur à 1 mg/kg p.h. De plus, dans une prise mondiale effectuée en vue de comparer les taux de mercure, les Espadons de l'océan Indien présentaient la concentration moyenne de mercure la plus fréquente et la plus élevée (Esposito et al., 2018).

4.4.5. Océan Pacifique Nord

Les apports du continent asiatique à la mer de Chine orientale et au Pacifique Nord présentent de grandes oscillations épisodiques et saisonnières, corrélées à la combustion de biomasse et de combustibles fossiles (Qin et al., 2016). La concentration du mercure total dans les eaux profondes du Pacifique Nord est élevée par rapport à celle des eaux de surface et des eaux intermédiaires. Des comparaisons avec les données antérieures suggèrent toutefois que cette concentration n'a pas augmenté au cours des 20 dernières années (Munson et al., 2015).

4.4.6. Océan Pacifique Sud

L'analyse détaillée de la répartition du mercure dans le Pacifique Sud a révélé des concentrations élevées dans la région péruvienne des remontées d'eau, ainsi qu'une concentration importante de méthylmercure – jusqu'à 20 % du mercure total (Bowman et al., 2016). Les données issues de cette région ne sont pas suffisantes pour déterminer les tendances depuis la première Évaluation, mais les valeurs

semblent stables. Le Pacifique Sud tropical est une source nette de mercure dans l'atmosphère, mais le flux d'échange y est inférieur à celui de l'Atlantique Nord (Mason et al., 2017).

4.4.7. Océan Austral

Les concentrations de mercure total relevées dans l'océan Austral sont comparables à celles de l'océan Pacifique Sud et de l'océan Atlantique. Toutefois, cette région présente des caractéristiques distinctes, notamment un dépôt net de mercure le long de la banquise antarctique, un enrichissement en mercure de la saumure pendant la formation de la banquise, et la formation de méthylmercure au sud du front polaire austral (Cossa et al., 2011). Bien que l'océan Austral soit une région reculée, la concentration du plomb dans l'eau (6,2 µg/l) y est comparable à celle mesurée dans les régions plus industrialisées, comme la mer Baltique (Schlosser et al., 2016). Les données sur les métaux dans la région sont trop ténues pour permettre de dégager des tendances depuis la première Évaluation.

Éléments de terre rare

Depuis le début des années 2000, on observe une contamination due à des « éléments technologiques essentiels » largement utilisés dans les technologies rentables à faible teneur en carbone, telles que le nucléaire, le solaire, l'éolien et la bioénergie, dans les technologies de captage et de stockage du carbone et dans les réseaux électriques ainsi que dans les produits médicaux (Bau et Dulski, 1996). Les éléments de terre rare sont considérés comme essentiels pour la création et pour l'élaboration de produits de haute technologie. En raison de ces utilisations, on observe depuis peu l'inévitable diffusion de ces éléments dans l'environnement, ce qui a accru le nombre d'éléments traces contaminant l'océan. L'un de ces éléments, le gadolinium, sert d'indicateur des apports anthropiques dans l'étude des anomalies positives (valeurs accrues par rapport aux concentrations naturelles). Le principal apport d'éléments de terre rare dans l'environnement marin provient des systèmes d'eaux usées d'origine ménagère. Au cours de la dernière décennie, des anomalies positives de gadolinium

d'origine anthropique ont été constatées dans les eaux marines du monde entier en raison du drainage de zones densément peuplées, telles que la mer du Nord (Atlantique Nord-Est; Kulaksiz et Bau, 2007), la baie de San Francisco et les eaux adjacentes du Pacifique (Hatje et al., 2014), l'océan Indien (Zhu et al., 2004; Ogata et Terakado, 2006; Akagi et Edanami, 2017) et l'océan Atlantique Sud (Pedreira et al., 2018). Outre le gadolinium, d'autres éléments de terre rare ont été détectés dans la phosphorite brute et dans les résidus miniers de l'exploitation du phosphate à Hahatoé-Kpogamé (sud du Togo) (Gnandi et al., 2011). Cependant, il existe peu d'informations sur le comportement environnemental de ces éléments et sur leur incidence sur les biotes des systèmes marins. Bien que la concentration de gadolinium d'origine anthropique soit plutôt faible dans les eaux marines, les effets d'une exposition continue à de faibles niveaux de gadolinium sur les organismes aquatiques et sur la santé humaine pourraient constituer une source de préoccupation (Hatje et al., 2018). Il a été démontré que les complexes de gadolinium anthropiques, autrefois jugés sans danger pour la santé humaine, s'accumulent dans l'organisme humain et dans les organismes aquatiques.

5. Substances radioactives

5.1. Introduction

On retrouve de la radioactivité dans les eaux, dans les biotes et dans les sédiments de l'océan. Une grande partie de cette radioactivité provient de sources naturelles. Depuis les années 1940, cependant, les activités humaines ont généré des apports importants. Il convient de distinguer, d'une part, la présence de rayonnements ionisants (émis par la désintégration des radionucléides) et, d'autre part, l'effet de ces rayonnements sur les biotes, qui varie selon la partie du biote concernée et selon la nature des rayonnements [en particulier, selon qu'il s'agit de particules α (alpha) ou β (bêta)]. Les études sur les effets de la radioactivité sur les biotes se concentraient auparavant sur les

4.5. Conséquences socioéconomiques et autres changements économiques et sociaux

Les métaux préoccupants sont des oligoéléments non essentiels qui passent de maillon en maillon dans la chaîne trophique et qui finissent par se bioaccumuler dans les niveaux trophiques supérieurs des océans. Le principal impact social est que, malgré une certaine diminution des émissions, on observe une augmentation de la concentration de métaux dans les espèces de poissons de haut niveau trophique, ce qui a une incidence directe sur les écosystèmes et induit des changements apparents dans les chaînes alimentaires, présentant des risques pour la santé humaine (voir chap. 8B) en cas d'ingestion. Ces risques sont particulièrement préoccupants pour les peuples autochtones qui dépendent de certaines ressources alimentaires. Une deuxième incidence est la potentielle diminution des stocks de poissons et les difficultés qui peuvent en découler pour les pêcheurs, contraints de s'éloigner des côtes pour capturer du poisson, souvent avec un équipement médiocre. Dans certaines régions, les activités minières et la hausse de la concentration en métaux entraînent une détérioration du territoire qui nuit au tourisme et à l'économie locale.

humains. Cependant, depuis 2000, la Commission internationale de protection radiologique, l'organe international d'experts qui définit les normes de radioprotection, a mis au point des approches destinées à permettre d'étudier la protection des biotes non humains.

5.2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan

Dans la première Évaluation, le taux de radioactivité naturelle dans l'océan (le taux le plus bas se trouvant dans l'Atlantique Sud-Ouest et le taux le plus élevé dans l'Atlantique Nord-Est) et le taux d'un radionucléide anthropique typique (le taux le plus bas se

trouvant dans l'océan Austral et le taux le plus élevé, là encore, dans l'Atlantique Nord-Est) ont été relevés. L'apport anthropique le plus important a été celui des essais d'armes nucléaires, mais il appartient désormais au passé. Les usines de retraitement nucléaire constituaient la deuxième source anthropique la plus importante : en 2014, on trouvait de telles usines en Chine, en Fédération de Russie, en France, en Inde et au Japon, et d'autres usines étaient en construction ou en projet en Chine, en Fédération de Russie, en Inde et au Japon. Bien que les accidents nucléaires de Tchernobyl et de Fukushima aient provoqué d'importants apports de matière radioactive dans l'océan, ces apports n'étaient que peu préoccupants au moment de la rédaction de la première Évaluation : la hausse des apports s'est avérée limitée durant la période qui a immédiatement suivi l'accident de Fukushima. À la fin de l'année 2013, on comptait 434 réacteurs nucléaires dans 30 pays, dont les rejets radioactifs dans l'océan étaient d'une ampleur inférieure à celle des essais d'armes, des usines de retraitement et des accidents majeurs. Ces rejets ont tendance à diminuer avec le temps grâce à l'amélioration de la technologie, à l'exception des rejets de tritium, qui présentent une faible radiotoxicité. Une concentration anthropique de radionucléides naturels, provenant notamment des résidus de tartre des oléoducs et gazoducs au large des côtes ainsi que du phosphogypse, a également été relevée dans la première Évaluation.

5.3. Description des changements environnementaux intervenus entre 2010 et 2020

5.3.1. Aspects d'ordre général

L'évaluation du taux mondial de radioactivité naturelle et anthropique dans l'océan présentée dans la première Évaluation se fondait sur des études menées par l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) en 1995 et en 2005 (AIEA, 1995, 2005). Aucune étude similaire n'a été entreprise depuis lors, et le tableau présenté dans la première Évaluation reste donc le meilleur disponible. Toutefois, l'AIEA prévoit de réaliser de nouvelles études

de ce type au début des années 2020 (communication personnelle de l'AIEA, 5 juillet 2019).

Contrairement à la contamination radioactive terrestre, le transport par les courants océaniques peut être important en ce qui concerne les radio-isotopes à longue période. Comme pour le transport atmosphérique de radionucléides, les courants océaniques peuvent transporter des substances radioactives introduites dans l'environnement marin jusqu'à des zones situées à des milliers de kilomètres de leur point d'entrée. Par exemple, le rapport entre le plutonium 240 et le plutonium 239 dans la zone du courant de Kuroshio, dans le Pacifique Nord-Ouest, montre que ces radionucléides sont transportés jusqu'à cette zone à partir des anciennes zones d'essai de bombes atomiques et nucléaires (Pacific Proving Grounds) situées dans les États fédérés de Micronésie (Hong et al., 2011; Wu et al., 2019).

Bien qu'il n'existe pas d'étude mondiale sur le taux de radioactivité dans les océans, d'importants progrès ont été réalisés au cours de la dernière décennie quant à la capacité à mesurer les faibles niveaux de l'iode 129, un radio-isotope à longue durée de vie (période de 15,7 millions d'années) produit par les essais d'armes nucléaires et par les usines de retraitement de combustible nucléaire. Des études ont récemment révélé sa répartition mondiale dans la totalité de l'océan ainsi que son application en tant que traceur de la circulation (He et al., 2013).

En outre, le Comité scientifique pour les recherches océaniques, sous l'égide du Conseil international pour la science, a mis en place le programme international GEOTRACES pour déterminer la répartition des oligoéléments et de leurs isotopes dans l'océan. Ce programme inclut également les radionucléides anthropiques. Dans le cadre de ce programme, des travaux d'interétalonnage ont démontré la possibilité d'identifier le plutonium 239, le plutonium 240 et le césium 137 à partir d'échantillons relativement petits (Kenna et al., 2012). Les données radio-isotopiques recueillies dans le cadre du programme GEOTRACES ont en outre considérablement amélioré la compréhension des mouvements de matière dans l'océan (Malakoff, 2014).

En 2015, le Comité scientifique pour les recherches océaniques a par ailleurs mis en place le Groupe de travail 146 sur la radioactivité marine (« Radioactivity in the Ocean, 5 decades later » – RIO5), qui reprend le thème du premier Groupe de travail du Comité, fondé en 1959. Le Groupe de travail 146 a été chargé, entre autres, d'améliorer les ressources en ligne en ce qui concerne les données sur les radio-isotopes naturels et anthropiques dans l'océan, dans le cadre de la base de données du Système d'information sur la radioactivité de l'environnement marin (MARIS) de l'AIEA. Ce système contient des mesures de la radioactivité dans l'environnement marin réalisées dans l'eau de mer, dans le biote, dans les sédiments et dans les matières en suspension [Comité scientifique pour les recherches scientifiques (SCOR)-GT146, 2020].

5.3.2. Sources de radioactivité dans l'océan

Les principales sources d'apports radioactifs dans les océans depuis 2014 (date de référence pour la section concernée de la première Évaluation, chapitre 20, section 10) ont évolué comme indiqué ci-après.

5.3.3. Essais d'armes nucléaires

Aucun essai atmosphérique d'armes nucléaires n'ayant eu lieu depuis 1980, cette source de radioactivité dans l'océan reste purement historique.

5.3.4. Usines de retraitement nucléaire

Les usines de retraitement nucléaire dont la première Évaluation avait signalé l'activité en 2014 (Gansu, Chine; Mayak, Fédération de Russie; Cap de la Hague, France; Kālpākkam, Tārāpur et Trombay, Inde; Tokai, Japon; Sellafield, Royaume-Uni) fonctionnent toujours, mais l'usine de Tokai est en cours de démantèlement.

Les usines de retraitement nucléaire du Cap de la Hague et de Sellafield continuent de représenter la principale source d'apports radioactifs anthropiques dans l'Atlantique Nord-Est. Elles sont responsables d'environ 90 % du total des rejets de particules alpha et d'environ 80 % du total des rejets de particules bêta (excepté le tritium) entre 2007 et 2013. Néanmoins, depuis 2016, on assiste à une importante diminution des rejets moyens des usines de retraitement au cours de

cette période par rapport aux niveaux moyens de la période 1995-2001 : cette diminution représente près de 40 % pour le total des rejets de particules alpha, et près de 85 % pour le total des rejets de particules bêta (OSPAR, 2017b).

En Chine, la construction d'une nouvelle usine de retraitement nucléaire dans le Gansu est toujours prévue. En Inde, les travaux de construction d'une usine de retraitement nucléaire ont commencé en 2017 sur le site de Kālpākkam. Au Japon, l'usine de retraitement nucléaire de Rokkasho devrait être achevée d'ici octobre 2022 [Japan Nuclear Fuel Limited (JNFL), 2020]. En Fédération de Russie, une nouvelle usine de retraitement nucléaire devrait être opérationnelle à Jelesnogorsk à partir de 2022 [Association nucléaire mondiale (WNA), 2020].

5.3.5. Centrales nucléaires

À la fin de l'année 2018, 450 réacteurs nucléaires commerciaux étaient en service dans 30 pays (contre 434 dans ces mêmes 30 pays à la fin de l'année 2013). Les centrales qui les abritent ont une capacité totale de plus de 395 000 mégawatts (MW). Sur cette capacité, les pays de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) génèrent un peu plus de 300 000 MW. Près de 55 autres réacteurs sont en cours de construction. Ces centrales produisent plus de 15 % de l'électricité mondiale. Leur importance varie d'un pays à l'autre : elles représentent environ 70 % de l'approvisionnement national en France, mais 2 % en République islamique d'Iran (voir tableau 1). On observe une hausse moyenne mondiale d'environ 5 % depuis 2013. D'autres États non dotés de centrales nucléaires (comme le Danemark ou l'Italie) importent des quantités importantes d'électricité auprès d'États voisins qui dépendent fortement de l'énergie nucléaire (AIEA, 2019a).

Pour les centrales nucléaires situées dans les bassins versants de la Baltique et de l'Atlantique Nord-Est, les dernières évaluations montrent une réduction continue des rejets des différents radionucléides surveillés (autres que le tritium) (HELCOM, 2013; OSPAR, 2017b).

On ne dispose pas de chiffres détaillés sur les rejets dans d'autres régions du monde : la base de données de l'AIEA sur les rejets

de radionucléides dans l'atmosphère et dans le milieu aquatique (informations fournies de leur plein gré par les autorités nationales) n'a pas été mise à jour depuis 2012, et une grande partie des données qu'elle contient sont nettement antérieures à cette date. Comme

indiqué dans la première Évaluation, les rejets de tritium des centrales nucléaires sont généralement corrélés à la production d'électricité; il n'existe aucune technologie approuvée qui permettrait leur réduction.

Tableau 1
Part de l'électricité produite à partir de l'énergie nucléaire, 2018

État	Pourcentage de l'électricité provenant du nucléaire	État	Pourcentage de l'électricité provenant du nucléaire	État	Pourcentage de l'électricité provenant du nucléaire
France	71,7 (73,3)	Bulgarie	34,7 (30,7)	Pakistan	6,8 (4,4)
Slovaquie	55 (51,7)	Arménie	25,6 (29,2)	Japon	6,2 (1,7)
Ukraine	53 (43,6)	République de Corée	23,7 (27,6)	Mexique	5,3 (4,6)
Hongrie	50,6 (50,7)	Espagne	20,4 (19,7)	Afrique du Sud	4,7 (5,7)
Suède	40,3 (42,7)	États-Unis	19,3 (19,4)	Argentine	4,7 (4,4)
Belgique	39 (52,1)	Fédération de Russie	17,9 (17,5)	Chine	4,2 (2,1)
Suisse	37,8 (36,4)	Royaume-Uni	17,8 (18,3)	Pays-Bas	3,1 (2,8)
Slovénie	35,9 (33,6)	Roumanie	17,2 (19,8)	Inde	3,1 (3,5)
Tchéquie	34,5 (35,9)	Canada	14,5 (16)	Brésil	2,7 (2,8)
Finlande	32,5 (33,3)	Allemagne	11,8 (15,4)	République islamique d'Iran	2,1 (1,5)

Source : AIEA, 2019a.

Note : Les chiffres de 2013 sont indiqués entre parenthèses, à titre de comparaison.

5.3.6. Sources non nucléaires de rejets radioactifs dans l'océan

Outre les installations nucléaires, différentes activités humaines sont sources de rejets dans l'océan de matières radioactives naturelles, mais aussi de radionucléides artificiels produits à des fins autres que la production d'énergie nucléaire. Les principales activités de ce type sont les installations et les oléoducs d'hydrocarbures au large des côtes, la médecine nucléaire et la production d'engrais agricoles à partir de phosphate naturel. On ne dispose de données publiées concernant ces rejets que pour l'Atlantique Nord-Est et ses mers adjacentes.

La collecte d'informations sur les rejets de matières radioactives naturelles et sur les

autres rejets non nucléaires dans l'Atlantique Nord-Est et ses mers adjacentes a commencé en 2005. Pour l'industrie pétrolière et gazière, il existe suffisamment de données pour établir une base de référence (2005-2011), mais il n'est pas encore possible de faire ressortir les tendances de ces rejets dans le milieu marin (OSPAR, 2017b). Des études récemment menées par la Commission OSPAR concluent que la principale source de matières radioactives naturelles atteignant l'Atlantique Nord-Est est l'industrie pétrolière et gazière au large des côtes, où l'eau de production (eau provenant du réservoir qui contient le pétrole et le gaz) et le tartre qu'elle dépose dans les pipelines (qui doit être enlevé périodiquement) contiennent de faibles concentrations de radionucléides (principalement du plomb 210, du polonium 210, du radium 226 et du radium 228). Le total des

rejets de particules alpha et bêta du secteur du pétrole et du gaz représente respectivement 97 % et 10 % des rejets de tous les secteurs (OSPAR, 2017b, 2018c). Sur le total des rejets de particules bêta non nucléaires, la contribution la plus importante est celle de l'iode 131, qui provient du sous-secteur médical. Les rejets de tritium du secteur non nucléaire sont insignifiants par rapport à ceux du secteur nucléaire (OSPAR, 2018c).

La production d'engrais agricoles à partir de phosphate naturel entraîne la production de phosphogypse (qui est essentiellement un composé de calcium, mais qui contient également des matières radioactives naturelles). Autrefois, il était souvent déversé sous forme de boue dans la mer. Il semble que ces déversements aient aujourd'hui progressivement cessé dans la plupart des pays, bien que cette pratique soit toujours d'actualité au Maroc (où de nouvelles réglementations ont été mises en place, ainsi qu'un inventaire) et en Tunisie, entre autres (Hermann et al., 2018; El Kateb et al., 2018). Le Maroc a cependant mis en place un système de gestion améliorée des rejets de phosphogypse (investissement de 120 millions de dollars) pour faire en sorte que les rejets soient conformes aux normes internationales, notamment grâce à des déversoirs marins équipés de systèmes de diffusion à leurs extrémités (communication des autorités marocaines).

5.3.7. Incidents nucléaires

Il n'y a eu aucun incident nucléaire majeur depuis 2011.

En ce qui concerne l'incident de 2011 à Fukushima (Japon), le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants a examiné les travaux scientifiques réalisés sur le transport maritime de radionucléides provenant de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi depuis son rapport de 2013 (qui avait conclu que les effets sur les biotes marins ne seraient que localisés), et a conclu qu'il n'y avait aucune raison de modifier les conclusions dudit rapport¹⁰.

Des activités de suivi du panache faiblement radioactif dans le Pacifique Nord résultant de l'incident de Fukushima sont en cours (Men et al., 2015; Buesseler et al., 2017), ce panache ayant à présent atteint les eaux continentales d'Amérique du Nord (Smith et al., 2015). Plus particulièrement, les mesures de l'iode 129 à longue durée de vie (Hou et al., 2013; Otosaka et al., 2018; Suzuki et al., 2018) ont fourni des informations essentielles sur la circulation océanique et sur la biogéochimie de l'iode dans les eaux qui reçoivent des radionucléides de Fukushima. Cinq ans après l'accident de Fukushima, des mesures du césium 137 ont révélé que sa plus forte activité était localisée dans les eaux souterraines saumâtres sous les plages de sable (Sanial et al., 2017), ce qui suggère l'existence d'une voie de pénétration des eaux souterraines sous-marines jusqu'alors non étudiée pour le stockage et pour le rejet de radionucléides dans l'océan. Cependant, les niveaux mesurés par le Japon dans l'environnement marin sont faibles et relativement stables (AIEA, 2019b).

Une étude menée sur des thons rouges du Pacifique (*Thunnus orientalis*) capturés au large des côtes de Californie (États-Unis) environ quatre mois après l'accident de Fukushima a montré que la concentration de césium radioactif (dérivé de Fukushima) chez ces individus était dix fois plus élevée que celles des spécimens étudiés avant l'accident. Toutefois, cette radioactivité était environ 30 fois inférieure à celle émanant de la concentration du radionucléide naturel potassium 40 dans les échantillons de poissons prélevés avant et après Fukushima (Madigan et al., 2012).

L'AIEA alimente des bases de données sur les rejets de déchets radioactifs en mer (ayant eu lieu entre 1947 et 1993) et sur les apports des accidents et des pertes en mer. Le dernier inventaire compilé à partir de ces bases de données a été publié en 2015 (AIEA, 2015). Le seul incident enregistré dans cet inventaire depuis 2010 a été la pénétration dans l'océan, en 2015, d'un satellite russe équipé d'une petite batterie nucléaire.

¹⁰ Voir A/72/46, chap. II, sect. B.1.

5.4. Conséquences sur le plan socioéconomique et autres changements économiques et sociaux

En raison des pressions exercées pour augmenter la proportion de l'offre mondiale d'électricité provenant d'autres sources que les combustibles fossiles, la production d'électricité à partir de centrales nucléaires continue de susciter un intérêt important. Comme indiqué ci-dessus, cette production a augmenté de 5 % au cours de la période 2013-2018.

La construction de la première centrale nucléaire flottante au monde (par la Fédération de Russie) est un fait nouveau. L'« Akademik Lomonossov » a terminé ses premiers essais en avril 2019 en vue de pouvoir entrer en service en décembre 2019 au large du port russe de Pevek. Cette centrale flottante est censée remplacer une centrale nucléaire existante et une centrale de cogénération [Power Engineering International (PEI), 2019]. L'industrie nucléaire russe a également proposé une collaboration avec l'Inde pour la mise en place de centrales nucléaires flottantes (Singh, 2019).

5.5. Aspects régionaux

Aucune étude notable de la répartition mondiale des radionucléides naturels ou anthropiques n'a été effectuée depuis la première Évaluation mais, comme indiqué ci-dessus,

l'AIEA propose de réaliser de nouvelles évaluations. Comme cela a été précisé dans la première Évaluation, tant la radioactivité naturelle de l'océan que les sources nucléaires d'apports anthropiques de matières radioactives sont fortement concentrées dans l'hémisphère Nord. Dans l'hémisphère Sud, seuls l'Afrique du Sud, l'Argentine et le Brésil possèdent des centrales nucléaires.

5.6. Perspectives

Comme indiqué au point 5.4, il se pourrait que l'on assiste à une augmentation du nombre et de l'importance des centrales nucléaires. Cette augmentation est associée à la probable augmentation de l'échelle du retraitement de combustible nucléaire. Cependant, l'expérience des dernières décennies laisse présager des réductions compensatoires du taux de radioactivité dans les rejets de ces centrales. Ainsi que le précisait la première Évaluation, d'après les estimations, le plus haut niveau actuel de radioactivité des doses efficaces engagées pour l'humain à partir des aliments provenant de la mer équivaut à moins d'un quart de la limite annuelle recommandée par l'AIEA pour l'exposition du grand public aux rayonnements ionisants. Rien n'indique que des changements notables se soient produits récemment. Pour autant qu'une surveillance adéquate soit maintenue, il n'est donc guère probable que la situation devienne préoccupante.

6. Produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle

6.1. Introduction

La croissance démographique dans les régions côtières s'accompagne d'une augmentation de la taille et du nombre des villes. Plus particulièrement, à mesure que les mégalopoles se développent près des côtes, des embouchures des fleuves et des deltas, la pression anthropique exercée sur les écosystèmes côtiers et marins s'accroît. L'urbanisation des côtes a des conséquences directes pour l'apport de produits pharmaceutiques et de produits d'hygiène corporelle. De plus en plus de personnes auront besoin d'utiliser de plus en plus

de produits pharmaceutiques et appliqueront de plus en plus de produits d'hygiène corporelle (tant en volume total qu'en nombre de produits différents). En parallèle, la production alimentaire, comme l'aquaculture, gagnera en importance et entraînera elle aussi un apport de produits pharmaceutiques dans le cadre des soins vétérinaires. Ce panorama est encore plus complexe si l'on tient compte de l'évolution démographique et du vieillissement des populations, en particulier dans le monde occidental. Ces phénomènes engendreront une utilisation croissante de certains produits pharmaceutiques par habitant.

Par l'expression « produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle », on entend tous les produits chimiques utilisés pour les soins de santé, les cosmétiques et à des fins médicales. Plus de 3 000 produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle sont actuellement commercialisés, et de nouveaux composés entrent sur le marché chaque année (Arpin-Pont et al., 2016). Il est clair que le développement de produits pharmaceutiques et leur utilisation en médecine sont extrêmement bénéfiques pour la société humaine. Néanmoins, leur sort est une question environnementale. Les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle sont souvent analysés ensemble car leurs voies d'entrée dans l'environnement sont similaires. En effet, ces produits pénètrent dans l'environnement de manière principalement indirecte, par le biais des eaux usées des ménages ou de l'agriculture (élevage). Ils sont généralement lavés ou excrétés tels quels et rejetés directement dans les systèmes d'assainissement. En raison de l'inefficacité des procédés permettant d'éliminer les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle des eaux usées et du fait que la plupart de leurs composés ne sont pas dégradés ou ne le sont que lentement, ces produits rejoignent le milieu aquatique par l'intermédiaire des eaux résiduaires (Heberer, 2002; Verlicchi et al., 2012 (Caldwell, 2016). Certains produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle, tels que les filtres ultraviolets des écrans solaires, peuvent également pénétrer directement dans l'océan au cours des activités de loisir. Ces composés sont souvent considérés comme étant « pseudo-persistants » car leur dégradation est lente par rapport aux grandes quantités de ces produits qui sont introduites ou rejetées dans l'environnement (Rivera-Utrilla et al., 2013; Bu et al., 2016).

Il a toutefois été démontré que plusieurs produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle peuvent également se dégrader en sous-produits qui pourraient s'avérer plus toxiques (Kallenborn et al., 2018). Jusqu'à présent, la plupart des études portant sur les produits pharmaceutiques et sur les produits d'hygiène corporelle ont été menées en relation avec la présence de tels produits dans les influents et les effluents des stations

d'épuration (Fang et al., 2012; Rodil et al., 2012; Tamura et al., 2017) ainsi que dans les lacs et les rivières (Sköld, 2000; Loos et al., 2010; Gothwal et Shashidar, 2015; Molins-Delgado et al., 2017). De nombreux produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle ont été détectés dans les systèmes d'eau douce et, par conséquent, peuvent se retrouver dans les écosystèmes marins. Les données disponibles sont cependant très limitées. Par conséquent, les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle n'ont été ni examinés, ni évalués dans la première Évaluation.

Le large éventail des médicaments à usage humain ou vétérinaire susceptibles d'atteindre le milieu marin peut causer un problème environnemental à l'échelle mondiale (Klatte et al., 2017). En raison de leur pénétration continue dans l'environnement aquatique par différentes voies, les produits pharmaceutiques sont considérés comme une classe de contaminants pseudo-persistants (Bu et al., 2016). Ils atteignent des volumes de production allant jusqu'à 100 000 tonnes par an (Aus der Beek et al., 2016), ce qui représente près de 1 500 milliards de dollars sur le marché pharmaceutique mondial d'ici 2021, avec une tendance à la hausse. Les principaux moteurs de cette évolution sont l'expansion du marché et les changements démographiques, dont le vieillissement de la population [International Federation of Pharmaceutical Manufacturers & Associations (IFPMA), 2017; Roig, 2010; Arnold et al., 2014]. Les produits pharmaceutiques sont soumis à une procédure d'approbation stricte, censée permettre de garantir leur efficacité et la sécurité des patients (Taylor, 2016). Or, les études écotoxicologiques à long terme menées pour l'évaluation des risques et la prévention des effets environnementaux indésirables ne sont que rarement prises en compte (Sanderson et al., 2003; Fent et al., 2006; Boxall et al., 2012). Au vu des lacunes dans les données disponibles quant à la présence de divers produits pharmaceutiques dans l'environnement côtier, il convient d'assurer un suivi des produits susceptibles d'avoir un impact sur l'environnement (Gaw et al., 2014; Richardson et Ternes, 2014; Arpin-Pont et al., 2016; Pazdro et al., 2016).

6.2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan

Les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle étaient inclus dans la section 2 du chapitre 20, sur les substances dangereuses (Nations Unies, 2017b), aux côtés des produits organiques persistants classiques et des métaux lourds. Ils n'ont pas été pris en compte ou évalués séparément.

6.3. Description des changements environnementaux intervenus entre 2010 et 2020

À ce jour, il existe peu d'études sur la présence de produits pharmaceutiques et de produits d'hygiène corporelle dans les écosystèmes marins. Toutefois, on s'intéresse de plus en plus à la présence de ces produits dans l'océan, ce qui est notamment dû à la perturbation supposée des écosystèmes marins en raison de leur contamination par ces produits et à la disponibilité de capacités d'analyse de plus en plus sensibles (Picot-Groz et al., 2014). Les données disponibles concernant la présence de produits pharmaceutiques et de produits d'hygiène corporelle dans l'eau de mer, dans les sédiments et dans les organismes marins ont récemment été collectées et publiées par Bebianno et Gonzalez-Rey (2015) et par Arpin-Pont et al. (2016). Les composés les plus fréquemment étudiés et détectés étaient les antibiotiques (érythromycine, sulfaméthoxazole et triméthoprime; voir figure IV), les anti-épileptiques (carbamazépine), la caféine, les anti-inflammatoires non stéroïdiens (ibuprofène, kétoprofène) et les analgésiques (acétaminophène). Parmi les médicaments cardiovasculaires, ce sont l'aténolol et le gemfibrozil qui ont été le plus souvent détectés ou ont présenté les concentrations relatives les plus élevées (Arpin-Pont et al., 2016).

Les données disponibles pour les produits d'hygiène corporelle s'avèrent limitées (Bebianno et Gonzalez-Rey, 2015; Arpin-Pont et al., 2016). Les données dont on dispose concernent les parfums musqués, les désinfectants (triclosan) et certains filtres ultraviolets, dont les plus importants sont le benzophénone-3 et l'octocrylène.

Le triclosan a été détecté à des concentrations allant jusqu'à 99,3 ng/l dans l'eau de Victoria Harbour (Chine) (Wu et al., 2007). Des concentrations de benzophénone-3 allant jusqu'à 2 013 ng/l ont été relevées dans l'eau à Folly Beach, en Caroline du Sud (États-Unis) (Bratkovic et Sapozhnikova, 2011). L'octocrylène, qui est utilisé non seulement dans les écrans solaires, mais aussi dans les additifs alimentaires, pénètre dans les zones côtières soit directement, soit indirectement par les eaux usées. La concentration d'octocrylène atteignait jusqu'à 1 409 ng/l dans l'eau et jusqu'à 3 992 ng/g p.s. dans les tissus des moules (Arpin-Pont et al., 2016; Picot-Groz et al., 2014).

La majorité des mesures de produits pharmaceutiques et de produits d'hygiène corporelle dans les eaux marines ont été prises dans l'océan Atlantique Nord, dans la mer du Nord, dans la mer Baltique, dans la mer Méditerranée et dans l'océan Pacifique asiatique (tableau 2). En Asie, et surtout en Chine, la présence de différents produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle a été mesurée dans l'eau de mer, dans les sédiments et dans le biote des estuaires et des mers marginales chinoises (Xu et al., 2013; Zhang et al., 2013b; Na et al., 2013; Nödler et al., 2014; Kallenborn et al., 2018; Kötke et al., 2019). Les études ont révélé la présence de ces produits dans toutes les zones de l'océan, avec des niveaux plus élevés dans les zones directement touchées par les activités anthropiques. Plusieurs études ont récemment été menées sur des sites côtiers de l'Arctique et de l'Antarctique. En revanche, très peu de mesures de produits pharmaceutiques et de produits d'hygiène corporelle ont été prises dans le milieu marin de l'hémisphère Sud, et il existe très peu d'informations sur la concentration de ces produits dans les sédiments (Arpin-Pont et al., 2016).

Outre la présence d'antibiotiques et de leurs produits de transformation dans l'environnement marin, des gènes résistants aux antibiotiques ont été retrouvés dans des bactéries et dans des sols de l'océan Pacifique et de l'océan Arctique (McCann et al., 2019; Hatosy et Martiny, 2015). La présence de gènes résistants aux antibiotiques dans l'environnement marin peut être liée au ruissellement côtier de bactéries résistantes aux antibiotiques

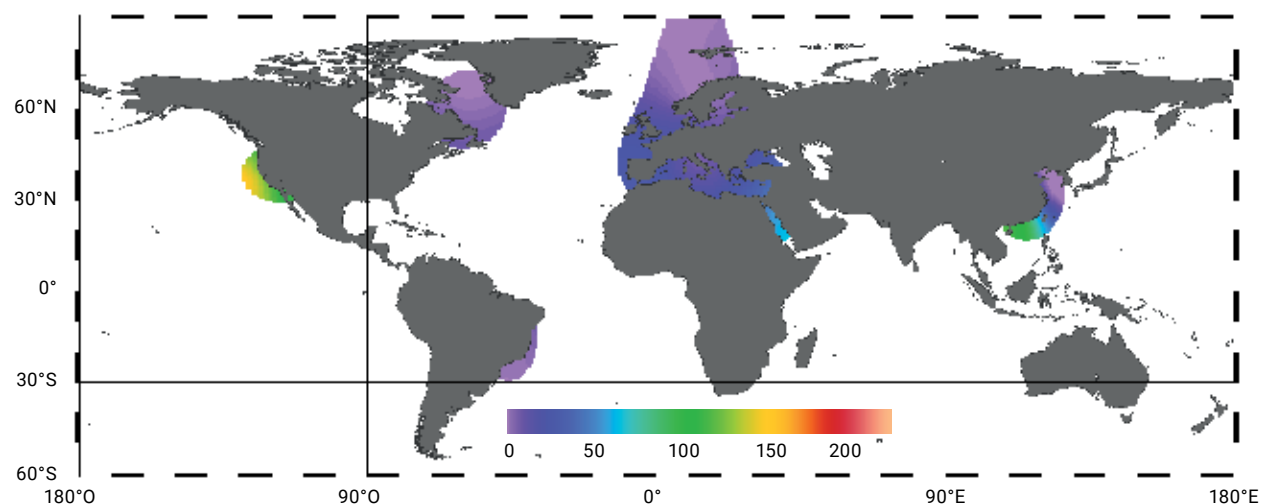
d'origine terrestre, au ruissellement d'antibiotiques d'origine anthropique et à la sélection d'une résistance aux antibiotiques introduits dans l'environnement marin (Allen et al., 2010; Hatosy et Martiny, 2015).

La disponibilité des données sur les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle dans l'environnement arctique est encore plus limitée que pour les systèmes marins des zones tempérées. Néanmoins, Kallenborn et al. (2018) ont conclu que ces composés sont des polluants importants, même dans les régions éloignées telles que l'Arctique. D'après de récentes études, si la stabilité environnementale des résidus de produits pharmaceutiques et de produits de soins corporels est plus longue dans l'Arctique que dans les régions situées à des latitudes plus basses, c'est notamment en raison de la nature des sources locales de ces produits, comme le traitement des eaux usées, combinée à la basse température du climat arctique et à la faiblesse du niveau technologique des installations de traitement des déchets dans les agglomérations arctiques (Kallenborn et al., 2018). Plus de 100 composés liés aux produits pharmaceutiques et aux produits d'hygiène corporelle ont été mis en évidence dans pratiquement toutes les matrices environnementales de l'Arctique, de l'eau de mer côtière aux biotes de haut niveau trophique. Sur un total de 110 composés, 22 ont été détectés

dans l'eau de mer (Kallenborn et al., 2018); le citalopram (antidépresseur), la carbamazépine (antiépileptique) et la caféine (stimulant) ont affiché les concentrations les plus élevées. La concentration relativement forte de certains produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle dans l'environnement arctique n'est pas nécessairement liée à des taux de consommation plus élevés : il s'explique sans doute plutôt par une plus grande stabilité environnementale dans le climat arctique, caractérisé par des températures basses. On estime que ce phénomène revêt une importance capitale lorsqu'une quantité importante d'agents antimicrobiens est libérée, car il augmente le potentiel de développement d'une résistance (Gullberg et al., 2011; Kallenborn et al., 2018).

Bien qu'il ait été suggéré d'inclure les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle dans la liste des substances dangereuses en vue des prises de décisions sur les mesures de contrôle et bien qu'il soit clairement prouvé que ces produits sont présents dans toutes les zones océaniques et dans les organismes marins, les données sont encore insuffisantes pour évaluer les niveaux tendanciel de la plupart de ces composés dans l'eau ainsi que leurs effets sur les organismes marins.

Figure IV
Répartition géographique des antibiotiques dans les océans du monde (ng/l)



Source : Schlitzer, 2020.

Tableau 2
Concentrations des principaux produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle mesurées dans les eaux côtières (ng/l)

Zone	Erythromycine	Clarithromycine	Sulfaméthoxazole	Sulfaméthazine	Roxithromycine	loméprol	lopromide	Diclofénac	Carbamazépine	Béazafibrate	Ibuprofène	Référence
Arctique, Tromsø (Norvège)	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	Kallenborn et al., 2018
Arctique, Longyearbyen (Norvège)	n.di.	n.di.	n.dé.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	1 – 4	n.di.	n.di.	0,4 – 1	Kallenborn et al., 2018
Arctique, Tromsø (Norvège)	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.dé. – 0,7	Weigel et al., 2004
Mer Baltique	n.dé. – 0,14	0,03 – 0,42	0,74 – 3,29	n.dé.	n.dé. – 0,48	1,05 – 34,5	0,42 – 3,34	n.dé. – 0,84	1,98 – 10,6	n.dé. – 0,64	n.di.	Kötke et al., 2019
Mer du Nord	0,13 – 0,94	0,4 – 1,66	1,78 – 13	n.dé.	n.dé. – 2,86	7,66 – 207	7,27 – 34,1	n.dé. – 4,82	4,78 – 29,7	n.dé. – 2,06	n.di.	Kötke et al., 2019
Himmerfjärden (Suède)	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	4 – 12	n.di.	n.di.	Magnér et al., 2010
Mer Baltique	n.dé.	14	21	n.di.	n.di.	98	45	9,2	22	n.di.	n.di.	Nödler et al., 2014
Fjord d'Oslo	n.di.	n.di.	n.dé.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.dé. – 48	n.di.	n.di.	n.dé. – 52	Kallenborn et al., 2018
Mer Égée	n.dé.	16	3,8	n.di.	n.di.	83	109	4,6	2,9	3,5	n.di.	Nödler et al., 2014
Mer Adriatique	5,8	n.dé.	3,6	n.di.	n.di.	29	n.di.	n.dé.	3,1	n.di.	n.di.	Nödler et al., 2014
Mer Adriatique	n.di.	n.di.	0,02 – 1,02	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	0,11 – 0,36	0,02 – 0,14	n.di.	Loos et al., 2013
Méditerranée	9	5	14	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.dé.	n.di.	n.di.	Moreno-González et al., 2015
Baie de Santos	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.dé.	n.di.	n.di.	326,1 – 2094	Pereira et al., 2016
Mer Rouge	n.di.	n.di.	63	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	14020	110	n.di.	508	Ali et al., 2017
Mer de Bohai et mer Jaune	0,69	0,07	1	0,01	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	Zhang et al., 2013b
Baie de Jiaozhou	4,5	0,58	9,6	0,04	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	Zhang et al., 2013a
Baie de Yantai	0,82	0,03	1,4	0,02	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	Zhang et al., 2013a
Mer Jaune du Sud	0,5	3	7,7	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	Du et al., 2017
Mer de Chine orientale	n.di.	n.di.	0,5 – 3,5	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	Fisch et al., 2017
Delta de la rivière des Perles	n.dé. – 126	n.di.	n.dé. – 40,6	n.di.	n.dé. – 12	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	Xu et al., 2013
Mer de Chine méridionale	21	n.di.	11,4	7,03	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	Liang et al., 2013
Estuaire de Sydney (Australie)	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	n.di.	3 – 12,5	n.di.	n.d – 2,7	n.di.	n.di.	Birch et al., 2015
Antarctique	n.dé.	n.dé.	n.dé.	n.dé.	n.dé.	n.dé.	n.dé.	n.dé.	n.dé.	n.dé.	n.dé.	Hernández et al., 2019

Abréviations : n.di. = données non disponibles; n.dé. = substance non détectée.

7. Polluants atmosphériques (oxydes d'azote, oxydes de soufre)

7.1. Introduction

La combustion est une source importante d'oxydes d'azote (NO_x) et d'oxydes de soufre (SO_x) dans les émissions atmosphériques. Les émissions du transport maritime qui contribuent à la pollution atmosphérique sont particulièrement importantes pour l'environnement marin. Les problèmes environnementaux locaux et régionaux associés aux émissions du transport maritime sont, dans une large mesure, corrélés à l'intensité de ce transport. Or, ces émissions peuvent également contribuer à la pollution mondiale.

7.2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan

Les émissions de NO_x et de SO_x dans les zones de forte circulation ainsi que la contribution de ces composés aux pluies acides et à la santé humaine ont été examinées dans le chapitre 17 de la première Évaluation (Nations Unies, 2017a).

7.3. Description des changements environnementaux intervenus entre 2010 et 2020

Les émissions annuelles totales de NO_x provenant du transport maritime ont été estimées à environ 19 000 kilotonnes (2013-2015), dont environ 91 % proviennent du transport maritime international et le reste du transport maritime national et des bateaux de pêche (respectivement 6 % et 3 %) (Olmer et al., 2017). Le total des émissions annuelles d'azote provenant du transport maritime international dans la mer Baltique s'élève à environ 80 tonnes, soit environ 5 % du total des émissions de NO_x dans les pays de la mer Baltique (Gauss et al., 2018).

Les effets néfastes de la pollution atmosphérique causée par le transport maritime sont une question intéressant l'Organisation maritime internationale (OMI) : en vertu de l'annexe VI

de la Convention internationale de 1973 pour la prévention de la pollution par les navires, telle que modifiée par le Protocole de 1978 y relatif¹¹, l'OMI s'efforce de réduire les émissions, par exemple, de SO_x (et, indirectement, de particules) et de NO_x des navires par le biais d'accords internationaux. Il existe également des zones de contrôle des émissions désignées par l'OMI, dans lesquelles les restrictions relatives aux émissions de SO_x et de NO_x sont plus strictes. Au 1^{er} janvier 2020, la limite mondiale pour la teneur en soufre des fiouls utilisés par les navires a été réduite de 3,5 % en masse pour atteindre 0,5 %, tandis que, depuis 2015, cette limite a été abaissée à 0,1 % dans les zones de contrôle des émissions. Il existe quatre zones de contrôle des émissions : celle de la mer Baltique, celle de la mer du Nord (actuellement uniquement pour les SO_x , mais qui inclura les NO_x à partir de 2021), celle de l'Amérique du Nord et celle de la mer des Caraïbes aux États-Unis. La mise en place des zones de contrôle des émissions de SO_x en mer du Nord et en mer Baltique a permis de réduire considérablement les concentrations de dioxyde de soufre dans les villes portuaires et dans les régions côtières limitrophes, ce qui est bénéfique pour la santé des citoyens côtiers [Union européenne (UE), 2018]. Il a également été imposé de réduire l'acidification résultant du dépôt de SO_x en mer [Agence européenne pour l'environnement (AEE), 2013]. On estime que la mise en œuvre de la zone contrôle des émissions de NO_x de la mer Baltique permettra de réduire les dépôts d'azote en mer d'environ 40 % d'ici 2040 (Karl et al., 2019). Malgré ces améliorations, une étude de modélisation à plus long terme montre que, si l'on ne prend pas de mesures supplémentaires, les réglementations actuelles de l'OMI et de l'Union européenne permettront de réduire les émissions de SO_2 issues du transport maritime international jusqu'en 2030, mais qu'après cela, ces émissions augmenteront à nouveau. Cette tendance est encore plus prononcée pour les émissions de NO_x : si aucun autre contrôle n'est appliqué, il est prévu que les émissions du transport maritime international dépassent

¹¹ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1340, n° 22484.

celles des sources terrestres dans l'Union européenne après 2030 [Institut international pour l'analyse des systèmes appliqués (IIASA), 2018].

En vue de respecter les réglementations plus strictes en matière d'émissions de soufre tout en évitant de devoir passer à un carburant à plus faible teneur en soufre et donc plus cher, de plus en plus de navires (7 navires en 2010, 256 navires en 2015 et plus de 4 400 en 2020) ont été équipés d'un système d'épuration des gaz d'échappement, également appelé « épurateur », qui leur permet de continuer à utiliser du fuel oil lourd. Dans cet épurateur, les gaz d'échappement sont lavés dans un fin jet d'eau et, dans la forme la plus simple et la plus courante, à savoir les épurateurs à boucle ouverte, l'eau de lavage est directement rejetée dans la mer. Outre les oxydes de soufre, d'autres substances, telles que des métaux et des polluants organiques, sont rejetées par les pots d'échappement, et l'on craint de plus en plus que le rejet à grande échelle des eaux de lavage des épurateurs n'ait des incidences négatives sur l'environnement marin (Koski et al., 2017; Ytreberg et al., 2019; Teuchies et al., 2020). Certains ports, régions et pays ont

donc adopté une approche de précaution en interdisant ces rejets dans leurs eaux (Turner et al., 2017). Parmi eux figurent de nombreux ports européens, tels que celui de Rotterdam, aux Pays-Bas, ainsi que certains ports de Californie, aux États-Unis, et celui de Singapour. Récemment, la Chine a également proposé une telle interdiction dans les eaux chinoises, de même que l'Égypte dans le canal de Suez.

Quant aux autres efforts visant à réduire l'incidence environnementale du transport maritime, on peut citer le Recueil international de règles applicables aux navires exploités dans les eaux polaires¹² élaboré par l'OMI, qui promeut la détection des substances dangereuses au moyen d'opérations de routine et de rapports sur les accidents de navigation et de transport maritime. En raison du durcissement de la réglementation mondiale sur les émissions soufrées et des mesures adoptées pour décourager l'utilisation de fioul lourd dans l'Arctique, davantage de mélanges de carburants alternatifs sont entrés sur le marché. Il conviendra de mener davantage de recherches pour déterminer la toxicité potentielle de ces nouveaux carburants.

8. Hydrocarbures provenant de sources terrestres, de navires et d'installations situées au large des côtes, y compris les dispositifs de réaction aux déversements et rejets

8.1. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan

Comme cela a été décrit dans la première Évaluation, l'incidence des hydrocarbures provenant, par exemple, des marées noires peut endommager l'écosystème marin à la fois physiquement (par le mazoutage des oiseaux, des mammifères et des plages) et chimiquement, par des composants toxiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Les effets peuvent être aigus ou chroniques, selon leur concentration et selon

la vulnérabilité de l'écosystème (Lindgren et al., 2012). Les hydrocarbures pénètrent dans l'environnement marin par de nombreuses voies. Les sources terrestres comprennent les eaux de ruissellement urbaines et les raffineries côtières, tandis que les sources liées à la navigation comprennent les rejets résultant de l'exploitation et les accidents. Pour les installations pétrolières et gazières situées au large des côtes, on peut citer les rejets résultant de l'exploitation, les accidents et les explosions. En outre, les retombées atmosphériques et les suintements naturels sont des sources importantes d'hydrocarbures. En 2003, il a été avancé que le total de toutes les sources pourrait avoir

¹² Organisation maritime internationale, document MEPC 68/21/Add.1, annexe 10.

atteint entre 470 000 tonnes et 8,4 millions de tonnes par an (National Research Council Transportation Research Board, 2003). On peut comparer ces chiffres à la production mondiale de pétrole brut, qui était par exemple d'environ 3,5 milliards de tonnes en 1999. La concentration des hydrocarbures aromatiques polycycliques devraient diminuer en raison de la réglementation plus stricte des installations de combustion, des véhicules, etc. En 2017, la production de pétrole brut a augmenté de près de 25 %, avoisinant les 4,4 milliards de tonnes (Global Energy Statistics Yearbook, 2018).

8.2. Description des changements environnementaux intervenus entre 2010 et 2020

D'après les modèles mondiaux de dépôt atmosphérique à longue distance du benzo(a)pyrène (B[a]P), l'un des composés hydrocarbonés aromatiques polycycliques, ce dépôt est sensiblement plus élevé dans certaines zones sensibles de l'Atlantique Nord-Est, de la mer Baltique, de la Méditerranée et de la mer Caspienne. On relève des taux particulièrement élevés dans la mer Adriatique et dans la mer Égée en Méditerranée, dans les zones côtières de la mer du Nord, dans l'Atlantique Nord-Est, et dans la partie sud-est de la mer Baltique, ainsi que dans le nord de la mer Caspienne (figure V.A). Toutefois, à l'échelle mondiale, les principales émissions et les principaux dépôts de B[a]P se trouvent en Asie de l'Est et du Sud, où les apports atmosphériques sont supérieurs d'un ordre de magnitude, voire plus, aux taux représentés dans la figure V (Gusev et al., 2018). Dans la mer Baltique, les dépôts de B[a]P ont augmenté jusqu'en 2000, après quoi le taux de dépôts semble s'être stabilisé.

Les accidents de navigation, les pertes résultant de l'exploitation et les rejets illégaux des navires sont d'autres sources importantes d'hydrocarbures qui pénètrent dans l'océan. On observe toutefois une tendance mondiale à la baisse en ce qui concerne les accidents de navigation entraînant des déversements d'hydrocarbures de plus de 7 tonnes. Selon l'International Tanker Owners Pollution Federation (2019), le nombre de déversements annuel

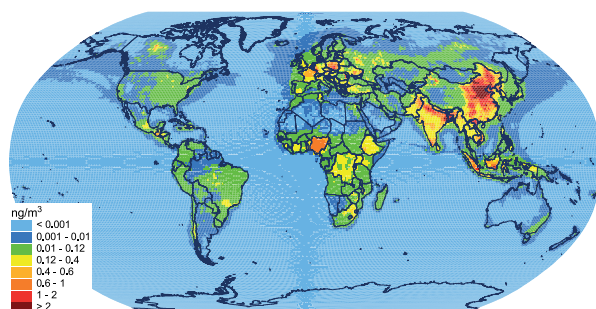
moyen au cours de la période 2009-2018 a été de 6,4, contre 35,8 pour la période 1990-1999. La diminution du nombre de marées noires résulte probablement de l'amélioration des mesures de sécurité, avec notamment l'élimination progressive des pétroliers à coque simple, entrée en vigueur en 2003 (OMI, 2019) à l'issue d'un processus accéléré faisant suite au désastreux accident du pétrolier Erika en 1999. En outre, après les accidents de l'Erika et du Prestige (2003), des inspections de contrôle en mer ont débuté. Ces contrôles peuvent permettre aux propriétaires de cargaisons d'exiger des normes de sécurité plus élevées, surtout en ce qui concerne les chimiquiers et les pétroliers (Powers, 2008). La tendance à la baisse du nombre de déversements causés par des pétroliers est encore plus prononcée si l'on tient compte de la croissance constante du transport maritime de pétrole brut, de pétrole et de gaz en charge (près de 80 % d'augmentation entre 1990 et 2017) [Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement (CNUCED), 2018].

Au cours des dix dernières années, la production pétrolière sur des plateformes en mer est demeurée stable, soit environ 26 à 27 millions de barils par jour [Agence internationale de l'énergie (AIE), 2018a], mais sa part de marché a diminué, la production mondiale de pétrole ayant augmenté jusqu'à atteindre environ 95 millions de barils par jour en 2017 (AIE, 2018b). Outre les marées noires, la principale incidence de la production de pétrole et de gaz en mer est associée au rejet de l'eau de production, dont le volume global est estimé à 39,5 millions de m³ par jour (Jiménez et al., 2018), ainsi qu'à l'élimination des déchets de forage (Bakke et al., 2013). Bien que plusieurs études (par exemple Moodley et al., 2018) indiquent que l'eau de production n'a qu'un effet subléthal sur les espèces marines, il est généralement admis que l'eau de production et l'élimination des déchets de forage présentent un faible risque de conséquences généralisées à long terme. Les ouvrages publiés ne permettent cependant pas de confirmer cette hypothèse (Bakke et al., 2013). Néanmoins, les niveaux d'adduits de l'ADN observés dans le foie de poissons sauvages pêchés dans les régions de production pétrolière de la mer du Nord, supérieurs aux critères d'évaluation

environnementale, suscitent des inquiétudes quant aux effets des composés pétroliers sur leurs premiers stades de vie (Balk et al., 2011; Pampanin et al., 2017). Il conviendra de mener de nouvelles études au niveau des biocénoses et des populations afin d'enrichir les connaissances actuelles à partir de données relatives à la toxicité pour les différentes espèces (Camus et al., 2015). Il est également nécessaire de procéder à des recherches supplémentaires afin d'évaluer les risques environnementaux avant toute nouvelle exploration en mer. Si une évaluation des risques se fonde sur des scénarios catastrophes qui sont limités dans leur validité holistique, elle peut être biaisée dans le traitement des incertitudes associées (Hauge et al., 2014). Du point de vue de l'environnement marin, le démantèlement des plateformes en mer est un sujet de préoccupation croissant.

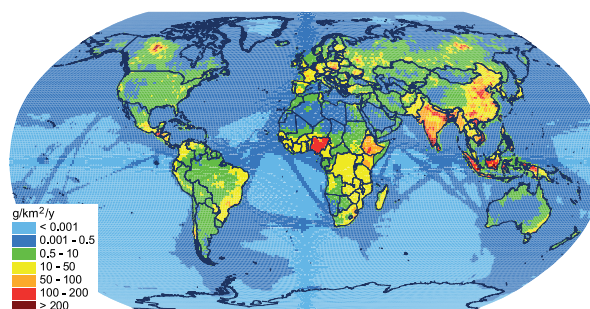
L'Agence internationale de l'énergie (2018a) a estimé que 2 500 à 3 000 projets en mer devront probablement être déclassés, tandis que le taux moyen annuel de déclassement équivaut aujourd'hui à 120 plateformes par an. La partie la plus coûteuse du démantèlement d'une plateforme réside dans le colmatage et l'abandon des puits. En mer du Nord, l'enlèvement de toutes les surfaces et sous-structures est exigé depuis 1998, en vertu de la Convention OSPAR. Toutefois, l'approche « de la plateforme au récif » adoptée aux États-Unis et en Asie du Sud-Est autorise la préservation de certaines parties des structures sous-marines en vue de leur conversion en récifs artificiels. Dans le golfe du Mexique, il existe déjà plus de 500 de ces plateformes désaffectées et définitivement converties (AIE, 2018a).

Figure V.A
Répartition spatiale des concentrations atmosphériques moyennes annuelles de B[a]P modélisées à l'échelle mondiale (ng/m³) pour 2016



Source : Gusev, A., et al., 2018.

Figure V.B
Répartition spatiale des flux de dépôts (g/km²/an) de B[a]P pour 2016



9. Autres substances utilisées sur les installations situées au large des côtes et rejetées par celles-ci

Au-delà de l'incidence environnementale causée par sa teneur en hydrocarbures, l'eau de production contient également des concentrations élevées de métaux, tels que l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel, l'argent et le zinc, certaines

étant 102 à 105 fois supérieures aux concentrations de référence (Jiménez et al., 2018)¹³. Des matières radioactives naturelles provenant de formations géologiques peuvent également être présentes sous forme de solides dissous dans l'eau de production. Les composés les

¹³ Les effets potentiellement négatifs des métaux sont décrits dans la section 4 du présent chapitre.

plus courants sont le radium 226, le radium 228 et le baryum (Bou-Rabee et al., 2009)¹⁴. Pour réduire au maximum l'incidence environnementale négative de l'eau de production, il convient de prendre des mesures afin de : a) réduire le volume d'eau nécessaire à l'extraction du pétrole; b) réutiliser l'eau; c) éliminer l'eau en mer (Jiménez et al., 2018).

Comme l'a conclu la première Évaluation, il existe encore des lacunes dans les connaissances nécessaires pour évaluer les effets à grande échelle de l'eau de production (OSPAR, 2018a). Dans la région de la mer du Nord, la Commission OSPAR a travaillé dur pour parvenir à l'élimination progressive des produits chimiques les plus toxiques utilisés dans l'industrie de production en mer jusqu'en 2017. Bien que l'objectif n'ait pas été entièrement atteint, les produits chimiques figurant sur la liste OSPAR de produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires n'ont plus du tout été utilisés sur le plateau continental norvégien entre 2014 et 2016. La quantité totale

de produits chimiques utilisés et rejetés sur le plateau continental norvégien a atteint son maximum en 2013, et une tendance similaire a été observée pour les rejets sur le plateau continental du Royaume-Uni (OSPAR, 2018b). La quantité totale de produits chimiques utilisés en mer s'élevait à 398 158 tonnes en 2016. Au total, 71 % (poids) des produits chimiques utilisés figuraient sur la liste OSPAR de substances utilisées et rejetées en offshore, et considérées comme ne présentant que peu de risque pour l'environnement, voire aucun; 28 % (poids) étaient des produits chimiques non substituables et 1 % étaient des produits chimiques de substitution (c'est-à-dire des produits qui contiennent une ou plusieurs substances candidates à la substitution). En plus des efforts déployés pour éliminer progressivement les produits chimiques toxiques, de nouvelles technologies ont été proposées, par exemple des procédés d'oxydation avancée pour l'assainissement de l'eau de production (Jiménez et al., 2018).

10. Pertinence par rapport aux objectifs de développement durable

Le dépôt atmosphérique de divers polluants dans l'eau (ou sur la terre) est directement lié à l'objectif n° 14, mais concerne également la plupart, voire la totalité des objectifs de développement durable¹⁵, notamment les objectifs n° 2 et 6 ainsi que les objectifs susceptibles d'avoir une incidence sur les émissions atmosphériques, comme les objectifs n° 1 et 8, l'une des conditions préalables à la vie sur terre étant l'accès à une eau propre et saine.

En raison des polluants organiques persistants qui subsistent à des concentrations susceptibles de provoquer des effets délétères, il est peu probable que la cible 14.1 des objectifs de développement durable soit atteinte d'ici 2025. Pour de nombreux polluants organiques persistants hérités du passé (tels que les PCB), les émissions, les rejets et les pertes sont très

faibles; le problème réside en la résurgence de ces polluants résistants à la biodégradation qui se trouvaient piégés dans les sédiments. En outre, il reste manifestement nécessaire d'accroître les connaissances scientifiques (cible 14.a des objectifs de développement durable, entre autres) sur les effets cumulés du mélange de produits chimiques toujours plus complexe auxquels sont exposés les biotes marins.

La cible 3.9 des objectifs de développement durable sera difficile à atteindre en ce qui concerne les polluants organiques persistants, les métaux, les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle ainsi que les hydrocarbures, en particulier pour ce qui est de réduire nettement la pollution de l'eau. Les effets des polluants organiques persistants, des

¹⁴ Les effets potentiellement négatifs des matières radioactives naturelles sont décrits dans la section 5 du présent chapitre.

¹⁵ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

métaux, des produits pharmaceutiques, des produits d'hygiène corporelle et des hydrocarbures sur la santé humaine n'ont pas été évalués dans le présent chapitre, mais les effets néfastes des polluants organiques persistants sur les mammifères marins ont été reconnus. En effet, les concentrations de certains de ces polluants et de certains métaux ne diminuent que lentement et les concentrations croissantes affectent particulièrement les superprédateurs.

Pour atteindre la cible 2.1 des objectifs de développement durable, il faudra assurer une plus grande concertation vis-à-vis des programmes de surveillance couvrant les plantes et animaux marins comestibles afin de garantir la qualité des sources alimentaires marines.

D'après les informations disponibles sur l'incidence des rayonnements ionisants d'origine anthropique sur le milieu marin, ces rayonnements ne poseront probablement pas de problème notable pour la réalisation de la cible 14.1 des objectifs de développement durable. Toutefois, les informations disponibles sur les rejets de radionucléides présentent des lacunes importantes eu égard à de nombreuses régions du monde.

Les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle pertinents devraient être inclus dans les programmes de surveillance

à long terme déjà établis aux niveaux international, national et régional, ce qui servira de base scientifique à l'élaboration de « listes de surveillance » propres à chaque région pour ces produits, en particulier dans les eaux côtières. Il conviendrait de ne pas séparer les réglementations et législations environnementales relatives aux écosystèmes terrestres et aux écosystèmes marins aux niveaux national et international : les zones côtières doivent être considérées comme une zone de transition dans le « continuum bassin versant-mer » et comme un chaînon entre les objectifs 6 et 14.

Alors que les incidences de l'augmentation des émissions de dioxyde de carbone produit par l'humain deviennent de plus en plus importantes pour l'océan, il devient encore plus évident que le biote marin est exposé à un autre facteur de stress : l'acidification de l'océan. En effet, le pH diminue (voir chap. 9) à mesure que la température augmente et que le taux d'oxygène dissous décroît, et les biotes, déjà rendus vulnérables par leur charge en contaminants, risquent de succomber aux multiples facteurs de stress (voir aussi chap. 25) auxquels ils sont soumis. Il serait souhaitable de réduire la présence de ces nombreux facteurs de stress dans l'océan parallèlement aux mesures de lutte contre les changements climatiques.

11. Principales lacunes en matière de connaissances

Dans la première Évaluation, il avait été souligné que la nécessité de travailler avec plusieurs organisations différentes limitait la possibilité d'établir des comparaisons claires entre la qualité environnementale de différentes zones océaniques, ces diverses organisations utilisant différentes techniques de mesure et des gammes très différentes pour définir les variétés de produits chimiques observées. Ce constat reste d'actualité.

Les informations sur les apports atmosphériques de divers polluants dépendent fortement des approches de modélisation utilisées pour accroître la couverture spatiale. Pour pouvoir modéliser ces apports, il est essentiel de disposer de données de haute qualité sur les émissions et sur les dépôts. Les données doivent

être collectées et exploitées dans le cadre d'une modélisation régionale ou mondiale pour faciliter la production d'estimations à haute résolution des dépôts sur les plans spatial et temporel. Or, la disponibilité de ce type de données fondamentales est limitée, en particulier pour certaines zones océaniques. Cela ressort clairement de la présente Évaluation, qui souligne un manque d'informations sur une grande partie de l'océan.

L'évolution de la production industrielle entraînera des changements en ce qui concerne les modèles compartimentés ainsi que les sources ponctuelles et les mélanges des substances. Dans le cadre de l'élargissement de la Convention de Stockholm, il est nécessaire de disposer d'informations sur les concentrations

des composés répertoriés dans la Convention qui se trouvent dans l'environnement pour pouvoir examiner les incidences cumulées (voir chap. 25) et l'efficacité des processus visant à éliminer les émissions et l'utilisation de ces composés.

D'importantes recherches sur les effets biologiques et les incidences cumulées des produits chimiques répertoriés dans la Convention de Stockholm devront être réalisées pour permettre d'évaluer correctement l'état de ces produits, notamment en cas de changements attribuables aux conséquences de l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (réchauffement des océans, désoxygénation des océans, acidification des océans, modification des fréquences respiratoires, etc.).

Les efforts actuellement déployés et les séries chronologiques en cours de réalisation dans le cadre du programme GEOTRACES amélioreront la résolution mondiale et régionale. Toutefois, il faudra parvenir à une résolution nettement plus élevée pour améliorer l'estimation des tendances concernant les oligoéléments et leurs isotopes. On manque actuellement de séries chronologiques concernant les substances dangereuses dans l'Atlantique Sud et dans le Pacifique Sud, et le constat est le même en ce qui concerne les données sur l'océan Austral. L'étendue de la pollution marine transfrontalière n'a pas encore été suffisamment étudiée. La cartographie de la contamination des eaux et des sédiments côtiers nécessite une meilleure intégration des efforts ainsi que des études plus ciblées sur les biotes à l'échelle mondiale, pour permettre de déterminer les effets sur une échelle (océanique) plus large.

Par ailleurs, il est indispensable de coordonner l'échantillonnage spatial et temporel des métaux afin que les données rendent compte d'une stratégie globale. Il faudra pour cela déployer des efforts intégrés, éventuellement dans le cadre des plans d'action et des conventions sur les mers régionales du PNUE, et prévoir des échantillonnages dans les zones côtières et en haute mer. Lorsque la résolution de l'échantillonnage sera suffisamment optimisée pour que les changements de concentration puissent être détectés avec une

confiance avérée, il conviendra d'établir des directives en matière de contrôle et d'assurance de la qualité, sans oublier les interétalonnages.

Très peu d'informations détaillées sont publiées sur les taux de rejet de substances radioactives dans l'environnement marin, hormis en ce qui concerne l'Atlantique Nord-Est et ses mers adjacentes. Or, on sait que d'importantes activités de suivi sont réalisées. Il convient donc de relancer et d'élargir la base de données de l'AIEA sur les rejets de radionucléides dans l'atmosphère et le milieu aquatique afin de permettre la publication d'informations beaucoup plus vastes à ce sujet.

De même, l'intention qu'a l'AIEA de renouveler les études qu'elle a réalisées en 1995 et en 2005 (AIEA, 1995, 2005) sur les niveaux de radioactivité naturelle et anthropique des poissons et de l'eau de mer dans les différentes grandes zones de pêche est à saluer. Ces travaux apporteront une contribution judicieuse à la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable (2021-2030).

Un examen des études à propos de l'impact des rayonnements ionisants sur les crustacés atteste des nombreuses lacunes dans les données collectées à ce sujet, en particulier sur le terrain, et laisse entendre que d'autres embranchements pourraient présenter des problèmes similaires (Fuller et al., 2019). Il convient dès lors de poursuivre les recherches dans ce domaine.

Le nombre relativement important de produits pharmaceutiques et de produits d'hygiène corporelle détectés dans les écosystèmes marins révèle essentiellement la capacité des méthodes d'analyse actuelles à identifier et à quantifier ces substances et leurs métabolites. Ces données ne rendent pas nécessairement compte de toute la gamme de tels produits présents dans le milieu marin. Les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle ne sont souvent présents qu'à des concentrations d'ultra-traces dans l'eau de mer, dans les sédiments et dans les biotes, ce qui constitue toujours une gageure pour les méthodes d'analyse actuelles. Toutefois, les avancées technologiques et les nouvelles applications réduiront encore les limites de quantification, tout en permettant la mise en

évidence de nouveaux produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle non encore identifiés (Kallenborn et al., 2018).

Les stratégies d'échantillonnage actif et passif et les méthodes d'analyse de ces produits et de leurs métabolites dans le milieu marin doivent être harmonisées. Cela garantira la qualité commune des données tout en permettant une comparaison plus efficace des données entre les différents laboratoires et entre les différentes régions géographiques (Arpin-Pont et al., 2016).

Étant donné que les produits pharmaceutiques et les produits d'hygiène corporelle sont principalement excrétés sous une forme inchangée ou sous forme de métabolites, il ne serait pas judicieux de ne cibler que les composés parents : les principaux produits de transformation doivent être eux aussi pris en compte, aussi bien dans les procédures analytiques que dans les évaluations des risques (Rivera-Utrilla et al., 2013).

À ce jour, il n'existe pas d'ensemble complet de données couvrant la présence mondiale des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène corporelle dans les régions côtières et en haute mer. Il n'a donc pas été possible

d'envisager une évaluation des effets de ces produits sur les organismes marins. Il serait souhaitable de créer une base de données qui sous-tendrait l'évaluation et la modélisation des risques et fournirait des informations pour la gestion internationale des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène corporelle. Au vu de l'insuffisance des données, notamment en ce qui concerne les différents niveaux dans les réseaux trophiques marins, il convient d'appliquer un facteur de sécurité de 10 000, ce qui entraînera une grande incertitude quant à la caractérisation des risques des composés [Agence européenne des médicaments (EMA), 2018].

Pour évaluer plus avant l'écotoxicité des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène corporelle étudiés et pour estimer si les concentrations observées peuvent avoir un effet sur les écosystèmes marins, il importera d'améliorer les données sur les organismes marins d'essai. Ces travaux devraient porter sur les incidences de la toxicité chronique caractérisée par une exposition à faible dose, avec des études à long terme qui devraient englober le comportement des mélanges de substances chimiques (Deruytter et al., 2017).

12. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

Au vu de la nature complexe des mélanges comprenant des polluants organiques persistants ainsi que des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène corporelle, associée au fait que ces composés peuvent être toxiques même à de très faibles concentrations, un renforcement des capacités analytiques s'impose à l'échelle mondiale.

Il convient de procéder systématiquement à des échantillonnages et à des analyses ultérieures en haute mer ainsi que dans les mers côtières et épicontinentales, en prévoyant une assurance de la qualité au niveau mondial. Dans ce cadre, il importera de tenir compte des polluants organiques persistants préexistants comme des nouveaux polluants, conformément à la Convention de Stockholm, mais aussi

des métaux, des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène corporelle, des substances radioactives, des NO_x, des SO_x et des hydrocarbures. Malgré les grandes difficultés qui sont à prévoir sur le plan analytique, une telle approche permettra de réaliser des évaluations spatiales et temporelles précises qui, en fin de compte, amélioreront la prise de décisions de gestion en ce qui concerne l'utilisation des polluants organiques persistants, des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène corporelle ainsi que des autres matières pouvant s'avérer nocives pour le milieu marin.

Les polluants organiques persistants continuent de s'accumuler dans les régions polaires et chez les superprédateurs, mais il est impossible de procéder à des échantillonnages

simples pour évaluer ces phénomènes. Par conséquent, il convient de redoubler d'efforts pour harmoniser davantage les plans de surveillance, l'objectif étant que la collecte d'échantillons censée permettre de déterminer les concentrations de polluants organiques persistants fasse partie intégrante d'un aussi grand nombre de programmes que possible, en particulier dans les régions dans lesquelles l'influence de ces polluants est avérée. En outre, il importe de mieux connaître et de mieux comprendre le mouvement de ces polluants au sein des réseaux alimentaires. La mise au point de facteurs d'amplification trophique devrait permettre de modéliser les concentrations dans les réseaux alimentaires et d'estimer les concentrations probables de polluants organiques persistants dans certaines espèces difficiles à échantillonner.

La résurgence de composés piégés dans les sédiments est une source importante de polluants organiques persistants, qui contribue notamment au maintien de concentrations élevées de PCB. Toutefois, en parvenant à une bonne compréhension des voies et des itinéraires suivis par ces contaminants lors de leur pénétration dans la mer, on pourra mieux évaluer et cibler les mesures prises à cet égard, obtenir des informations sur les problèmes de résurgence potentielle et prévoir des délais de rétablissement. Il devrait par ailleurs être essentiel, pour les évaluations futures, de déterminer les réalités environnementales attribuables à de nombreux effets mixtes, en particulier non seulement l'incidence sur l'environnement de substances individuelles ou de groupes de substances, mais aussi les effets complexes et potentiellement amplificateurs de nombreuses substances dangereuses contemporaines.

Au cours de nombreuses décennies d'analyses, l'instrumentation s'est améliorée, tout comme les méthodes d'échantillonnage et les techniques de conservation des échantillons. Cependant, lors de la détermination des tendances temporelles, c'est souvent la concentration déterminée qui accapare l'attention, tandis que l'on se concentre moins sur la limite de détection appropriée de l'instrument pour l'échantillon examiné. Dans ce contexte, il

est nécessaire d'étudier les aspects plus techniques et spécifiques de l'analyse (Mangano et al., 2017). En outre, pour faciliter les évaluations futures, il conviendra de revoir et d'harmoniser les valeurs seuils utilisées dans les différents indicateurs afin de garantir leur pertinence et leur bonne application. Il sera également utile d'obtenir une vue d'ensemble des nouvelles sources de contaminants, en particulier de celles qui proviennent des activités en mer, comme les parcs éoliens.

Des installations de laboratoire capables d'améliorer nos connaissances de la toxicité des polluants organiques persistants ainsi que des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène corporelle dans les systèmes marins devront être mises en place. Par ailleurs, il convient de créer une infrastructure qui permettra d'évaluer la contribution des polluants organiques persistants ainsi que des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène corporelle aux effets cumulatifs plus larges des multiples facteurs de stress auxquels sont soumis les espèces et les habitats marins, en particulier les changements climatiques et l'acidification des océans.

Comme pour les autres activités de surveillance des substances dangereuses, on observe des lacunes importantes dans les capacités de la plupart des pays en développement à contrôler les concentrations de polluants organiques persistants, de métaux, de produits pharmaceutiques et de produits d'hygiène corporelle ainsi que de radionucléides dans le milieu marin.

La Convention de Minamata sur le mercure¹⁶, entrée en vigueur le 16 août 2017, comprend des articles visant à soutenir les parties, notamment en ce qui concerne le renforcement des capacités, l'assistance technique, les aspects sanitaires, la sensibilisation du public, l'éducation et la surveillance. On comptait 113 parties à cette Convention en juillet 2020.

En outre, il convient de prendre des mesures pour réduire toutes les sources d'apport de ces substances dangereuses dans l'océan.

¹⁶ UNEP(DTIE)/Hg/CONF/4, annexe II.

Références

- Ahrens, Lutz and others (2010). Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere*, vol. 79, No. 3, pp. 266–272.
- Akagi, Tasuku, and Keisuke Edanami (2017). Sources of rare earth elements in shells and soft-tissues of bivalves from Tokyo Bay. *Marine Chemistry*, vol. 194, pp. 55–62.
- Al-Ansari, Ebrahim M.A.S., and others (2017). Mercury accumulation in *Lethrinus nebulosus* from the marine waters of the Qatar EEZ. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 121, Nos. 1–2, pp. 143–153.
- Ali, Aasim M., and others (2017). Occurrence of pharmaceuticals and personal care products in effluent-dominated Saudi Arabian coastal waters of the Red Sea. *Chemosphere*, vol. 175, pp. 505–513.
- Allen, Heather K., and others (2010). Call of the wild: antibiotic resistance genes in natural environments. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 8, No. 4, pp. 251–259.
- Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) (2015). Temporal trends in Persistent Organic Pollutants in the Arctic. ISBN – 978-82-7971-100-1.
- _____ (2016). www.amap.no.
- Alo, B., others (2014) Studies and transactions on pollution assessment of the Lagos Lagoon system, Nigeria. In *The Land/Ocean Interactions in the Coastal Zone of West and Central Africa*. S. Diop and others, eds. Springer International Publishing, Switzerland, pp. 65–76. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-06388-1>.
- Arnold, Kathryn E., and others (2014). *Medicating the Environment: Assessing Risks of Pharmaceuticals to Wildlife and Ecosystems*. The Royal Society.
- Arpin-Pont, Lauren, and others (2016). Occurrence of PPCPs in the marine environment: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, No. 6, pp. 4978–4991.
- Aus der Beek, Tim, and others (2016). *Pharmaceuticals in the Environment: Global Occurrence and Potential Cooperative Action under the Strategic Approach to International Chemicals Management (SAICM)*. Dessau-Roßlau: German Environment Agency.
- Bachman, Melannie J., and others (2014). Persistent organic pollutant concentrations in blubber of 16 species of cetaceans stranded in the Pacific Islands from 1997 through 2011. *Science of the Total Environment*, vol. 488, pp. 115–123.
- Bakke, Torgeir, and others (2013). Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Marine Environmental Research*, vol. 92, pp. 154–169.
- Balk, Lennart, and others (2011). Biomarkers in natural fish populations indicate adverse biological effects of offshore oil production. *PLoS One*, vol. 6, No. 5.
- Balmer, Brian C. and others (2015). Persistent organic pollutants (POPs) in blubber of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) along the northern Gulf of Mexico coast, USA. *Science of the Total Environment* vol. 527, pp. 306–312.
- Baltic Marine Environment Protection Commission (HELCOM) (2013). *Thematic Assessment of Long-Term Changes in Radioactivity in the Baltic Sea, 2007-2010*. Baltic Sea Environmental Proceedings 135. Helsinki, Finland: HELCOM. http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2018/07/HELCOM_Thematic-assessment-of-hazardous-substances-2011-2016_pre-publication.pdf.
- _____ (2018a). *HELCOM Thematic Assessment of Hazardous Substances 2011-2016: Supplementary Report to the 'State of the Baltic Sea' Report*. http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2018/07/HELCOM_Thematic-assessment-of-hazardous-substances-2011-2016_pre-publication.pdf.
- _____ (2018b). *Inputs of Hazardous Substances to the Baltic Sea*. Baltic Sea Environment Proceedings 161. www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP162.pdf.
- _____ (2018c). *Metals HELCOM Core Indicator 2018. HELCOM Core Indicator Report*. ISSN: 2343-2543. HELCOM Core Indicator Report. www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/metals.
- Bau, Michael, and Peter Dulski (1996). Anthropogenic origin of positive gadolinium anomalies in river waters. *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 143, Nos. 1–4, pp. 245–255.
- Bebiano, M.J., and M. Gonzalez-Rey (2015). Ecotoxicological risk of personal care products and pharmaceuticals. In *Aquatic Ecotoxicology*, pp. 383–416. Elsevier.
- Benskin, Jonathan P., and others (2012). Perfluoroalkyl acids in the Atlantic and Canadian Arctic oceans. *Environmental Science & Technology*, vol. 46, No. 11, pp. 5815–5823.

- Birch, G.F., and others (2015). Emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, a food additive and pesticides) in waters of Sydney estuary, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 97, Nos. 1–2, pp. 56–66.
- Bodin, Nathalie, and others (2017). Trace elements in oceanic pelagic communities in the western Indian ocean. *Chemosphere*, vol. 174, pp. 354–362.
- Boitsov, Stepan, and others (2019). Levels and temporal trends of persistent organic pollutants (POPs) in Atlantic cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) from the southern Barents Sea. *Environmental Research*, vol. 172, pp. 89–97.
- Bou-Rabee, F., and others (2009). Technologically enhanced naturally occurring radioactive materials in the oil industry (TENORM). A review. *Nukleonika*, vol. 54, No. 1, pp. 3–9.
- Bowman, Katlin L., and others (2016). Distribution of mercury species across a zonal section of the Eastern Tropical South Pacific. *Marine Chemistry*, vol. 186, pp. 156–166.
- Boxall, Alistair B.A., and others (2012). Pharmaceuticals and personal care products in the environment: what are the big questions? *Environmental Health Perspectives*, vol. 120, No. 9, pp. 1221–1229.
- Bratkovics, Stephanie, and Yelena Sapozhnikova (2011). Determination of seven commonly used organic UV filters in fresh and saline waters by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Analytical Methods*, vol. 3, pp. 2943–2950.
- Bridgestock, Luke, and others (2016). Return of naturally sourced Pb to Atlantic surface waters. *Nature Communications*, vol. 7, art. 12921.
- Brown, T.J., and others (2019). *World Mineral Production 2013–17*. British Geological Survey.
- Bu, Qingwei, and others (2016). Assessing the persistence of pharmaceuticals in the aquatic environment: challenges and needs. *Emerging Contaminants*, vol. 2, No. 3, pp. 145–147.
- Buesseler, Ken, and others (2017). Fukushima Daiichi-derived radionuclides in the ocean: transport, fate, and impacts. *Annual Review of Marine Science*, vol. 9, pp. 173–203.
- Butt, Craig M., and others (2010). Levels and trends of poly- and perfluorinated compounds in the Arctic environment. *Science of the Total Environment*, vol. 408, No. 15, pp. 2936–2965.
- Caldwell, Daniel J. (2016). Sources of pharmaceutical residues in the environment and their control. In *Pharmaceuticals in the Environment. Issues in Environmental Science and Technology*, No. 41, R.E. Hester and R.M. Harrison, eds., pp. 92–119.
- Camus, L., and others (2015). Comparison of produced water toxicity to Arctic and temperate species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 113, pp. 248–258.
- Carlsson, Pernilla, and others (2018). Polychlorinated biphenyls (PCBs) as sentinels for the elucidation of Arctic environmental change processes: a comprehensive review combined with ArcRisk project results. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, No. 23, pp. 22499–22528.
- Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR) (2017a). *Inputs of Mercury, Cadmium and Lead via Water and Air to the Greater North Sea*. OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/heavy-metal-inputs>.
- _____ (2017b). *Intermediate Assessment 2017*. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017>.
- _____ (2017c). *Status and Trend for Heavy Metals (Cadmium, Mercury and Lead) in Sediment*. OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/metals-sediment>.
- _____ (2017d). *Status and Trend for Heavy Metals (Mercury, Cadmium, and Lead) in Fish and Shellfish*. OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/metals-fish-shellfish>.
- _____ (2017e). *Status and Trends in the Levels of Imposex in Marine Gastropods (TBT in Shellfish)*. OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/imposex-gastropods>.
- _____ (2018a). *Assessment of the Discharges, Spills and Emissions from Offshore Installations on the Norwegian Continental Shelf in 2012–2016*.
- _____ (2018b). *Assessment of the Discharges, Spills and Emissions from Offshore Installations on the United Kingdom Continental Shelf in 2012–2016*.
- _____ (2018c). *Annual Report on Discharges of Radioactive Substances from the Non-Nuclear Sector in 2016*. www.ospar.org/documents?v=38960.
- Cossa, Daniel, and others (2011). Mercury in the Southern Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 75, No. 14, pp. 4037–4052.

- Cunningham, Patricia A., and others (2019). Assessment of metal contamination in Arabian/Persian Gulf fish: a review. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 143, pp. 264–283.
- Dastoor, Ashu P., and Dorothy A. Durnford (2013). Arctic Ocean: is it a sink or a source of atmospheric mercury? *Environmental Science & Technology*, vol. 48, No. 3, pp. 1707–1717.
- Deruytter, David, and others (2017). Mixture toxicity in the marine environment: model development and evidence for synergism at environmental concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 36, No. 12, pp. 3471–3479.
- Desforges, Jean-Pierre, and others (2018). Predicting global killer whale population collapse from PCB pollution. *Science*, vol. 361, No. 6409, pp. 1373–1376.
- Dirtu, Alin C., and others (2016). Contrasted accumulation patterns of persistent organic pollutants and mercury in sympatric tropical dolphins from the south-western Indian Ocean. *Environmental Research*, vol. 146, pp. 263–273.
- Du, Juan, and others (2017). Antibiotics in the coastal water of the South Yellow Sea in china: occurrence, distribution and ecological risks. *Science of the Total Environment*, vol. 595, pp. 521–527.
- El Kateb, Akram, and others (2020). Impact of industrial phosphate waste discharge on the marine environment in the Gulf of Gabes (Tunisia), *PloS One*, 17 May 2018.
- Esposito, Mauro, and others (2018). Total mercury content in commercial swordfish (*Xiphias gladius*) from different FAO fishing areas. *Chemosphere*, vol. 197, pp. 14–19.
- European Environment Agency (EEA) (2013). The impact of international shipping on European air quality and climate forcing. EEA Technical report No. 4/2013. www.eea.europa.eu/publications/the-impact-of-international-shipping.
- European Medicines Agency (EMA) (2018). *Draft Guideline on the Environmental Risk Assessment of Medicinal Products for Human Use*. London.
- European Union (2018). Report on the implementation and compliance with Directive (EU) 2016/802 which is transposing MARPOL Annex VI requirements into EU law. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52018DC0188>.
- Fair, P.A., and others (2019). Perfluoroalkyl substances (PFASs) in edible fish species from Charleston Harbor and tributaries, South Carolina, United States: exposure and risk assessment. *Environmental Research*, vol. 171, pp. 266–277.
- Fang, Tien-Hsi, and others (2012). The occurrence and distribution of pharmaceutical compounds in the effluents of a major sewage treatment plant in Northern Taiwan and the receiving coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, No. 7, pp. 1435–1444.
- Fent, Karl, and others (2006). Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, vol. 76, No. 2, pp. 122–159.
- Fisch, Kathrin, and others (2017). Occurrence of pharmaceuticals and UV-filters in riverine run-offs and waters of the German Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 124, No. 1, pp. 388–399. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.057>.
- Fisher, David, and others (2012). Recent melt rates of Canadian Arctic ice caps are the highest in four millennia. *Global and Planetary Change*, vol. 84, pp. 3–7.
- Fuller, Neil, and others (2019). Impacts of ionising radiation on sperm quality, DNA integrity and post-fertilisation development in marine and freshwater crustaceans. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 186, 109764.
- Gauss, Michael, and others (2018). Atmospheric supply of nitrogen, cadmium, mercury, benzo(a)pyrene and PVB-153 to the Baltic Sea in 2016. *EMEP/MSW Technical Report 1/2018*.
- Gaw, Sally, and others (2014). Sources, impacts and trends of pharmaceuticals in the marine and coastal environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 369, No. 1656, 20130572.
- Global Energy Statistics Yearbook (2018). <https://yearbook.enerdata.net/crude-oil/world-production-statistics.html>.
- Gnandi, Kissao, and others (2011). Increased bioavailability of mercury in the lagoons of Lomé, Togo: the possible role of dredging. *Ambio*, vol. 40, No. 1, pp. 26–42.
- Godard-Codding, Céline A.J., and others (2011). Pacific Ocean-wide profile of CYP1A1 expression, stable carbon and nitrogen isotope ratios, and organic contaminant burden in sperm whale skin biopsies. *Environmental Health Perspectives*, vol. 119, No. 3, p. 337.
- González-Gaya, Belén, and others (2014). Perfluoroalkylated substances in the global tropical and subtropical surface oceans. *Environmental Science & Technology*, vol. 48, No. 22, pp. 13076–13084. <https://doi.org/10.1021/es503490z>.

- Gonzalvo, J., and others (2016.) The Gulf of Ambracia's common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*: a highly dense and yet threatened population. *Advances in Marine Biology*, vol. 75, pp. 259–296.
- Gothwal, Ritu, and Thhatikkonda Shashidhar (2015). Antibiotic pollution in the environment: a review. *Clean–Soil, Air, Water*, vol. 43, No. 4, pp. 479–489.
- Gullberg, Erik, and others (2011). Selection of resistant bacteria at very low antibiotic concentrations. *PLoS Pathogens*, vol. 7, No. 7, e1002158.
- Gusev, A. (2018). *Atmospheric Deposition of Benzo(a)Pyrene on the Baltic Sea. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets*.
- Gusev, A., and others (2018). Persistent Organic Pollutants: assessment of transboundary pollution on global, regional, and national scales. *EMEP Status Report 3/2018*, July 2018. http://en.msceast.org/reports/3_2018.pdf.
- Hassan, Hassan, and others (2019). Baseline concentrations of mercury species within sediments from Qatar's coastal marine zone. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 142, pp. 595–602.
- Hatje, Vanessa, and others (2014). Determination of rare earth elements after pre-concentration using NO-BIAS-chelate PA-1® resin: method development and application in the San Francisco Bay plume. *Marine Chemistry*, vol. 160, pp. 34–41.
- Hatje, Vanessa, and others (2018). Trace-metal contaminants: human footprint on the ocean. *Elements: An International Magazine of Mineralogy, Geochemistry, and Petrology*, vol. 14, No. 6, pp. 403–408.
- Hatosy, Stephen M., and Adam C. Martiny (2015). The ocean as a global reservoir of antibiotic resistance genes. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 81, No. 21, pp. 7593–7599.
- Hauge, K.H., and others (2014). Inadequate risk assessments – a study on worst-case scenarios related to petroleum exploitation in the Lofoten area. *Marine Policy*, vol. 44, pp. 82–89.
- He, P., and others (2013). A summary of global ¹²⁹I in marine waters. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, vol. 294, pp. 537–541.
- Heberer, T. (2002). Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters*, vol. 131, Nos. 1–2, pp. 5–17.
- Heimbürger, Lars-Eric, and others (2015). Shallow methylmercury production in the marginal sea ice zone of the central Arctic Ocean. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 10318.
- Hermann, L., and others (2018). Phosphorus processing – potentials for higher efficiency. *Sustainability*, vol. 10, No. 5, art. 1482.
- Hernández, F., and others (2019). Occurrence of antibiotics and bacterial resistance in wastewater and sea water from the Antarctic. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 363, pp. 447–456.
- Hong, G.-H., and others (2011). Applications of anthropogenic radionuclides as tracers to investigate marine environmental processes. In *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*, pp. 367–394. Springer.
- Hou, X., and others (2013). Iodine-129 in seawater offshore Fukushima: distribution, inorganic speciation, sources, and budget. *Environmental Science & Technology*, vol. 47, pp. 3091–3098.
- Hussy, Ines, and others (2012). Determination of chlorinated paraffins in sediments from the Firth of Clyde by gas chromatography with electron capture negative ionisation mass spectrometry and carbon skeleton analysis by gas chromatography with flame ionisation detection. *Chemosphere*, vol. 88, No. 3, pp. 292–299.
- Ilyin, I., and others (2018). Assessment of heavy metal transboundary pollution on global, regional and national scales. *EMEP Status Report 2/2018*. http://en.msceast.org/reports/2_2018.pdf.
- International Atomic Energy Agency (IAEA) (1995). Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MARDOS), IAEA-TECDOC-838, IAEA, Vienna.
- _____ (2005). Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS): radionuclide levels in oceans and seas, IAEA-TECDOC-1429, IAEA, Vienna.
- _____ (2015). *Inventory of Radioactive Material Resulting from Historical Dumping, Accidents and Losses at Sea*. TECDOC Series 1776. Vienna: IAEA. www.iaea.org/publications/10925/inventory-of-radioactive-material-resulting-from-historical-dumping-accidents-and-losses-at-sea.
- _____ (2019a). Power reactor information system (PRIS) database. www.iaea.org/resources/databases/power-reactor-information-system-pris.
- _____ (2019b). Events and highlights on the progress related to recovery operations at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. www.iaea.org/sites/default/files/19/09/events-and-highlights-july-2019.pdf.

- International Energy Agency (IEA) (2018a). *Offshore Energy Outlook*. World Energy Outlook Series. <https://doi.org/10.1787/weo-2018-en>.
- _____ (2018b). *Oil Information: Overview*. <https://www.iea.org/reports/oil-information-overview>.
- International Federation of Pharmaceutical Manufacturers & Associations (IFPMA) (2017). *The Pharmaceutical Industry and Global Health: Facts and Figures 2017*. www.ifpma.org/wp-content/uploads/2017/02/IFPMA-Facts-And-Figures-2017.pdf.
- International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) (2018). The potential for cost-effective air emission reductions from international shipping through designation of further Emission Control Areas in EU waters with focus on the Mediterranean Sea. Final Report. https://iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/Shipping_emissions_reductions_main.pdf.
- International Maritime Organization (2019). Construction requirements for oil tankers – double hulls. www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/constructionrequirements.aspx.
- International Tanker Owners Pollution Federation (ITOPF) (2019). *Oil Tanker Spill Statistics 2018*. www.itopf.org/fileadmin/data/Documents/Company_Lit/Oil_Spill_Stats_2019.pdf.
- Jamieson, Alan J., and others (2017). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in the deepest ocean fauna. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 3, art. 0051.
- Japan Nuclear Fuel Limited (JNFL) (2020). Reprocessing. www.jnfl.co.jp/en/business/reprocessing.
- Jeong, Yu-Jin, and others (2019). Comparing levels of perfluorinated compounds in processed marine products. *Food and Chemical Toxicology*.
- Jepson, Paul D., and Robin J. Law (2016) Persistent pollutants, persistent threats. *Science*, vol. 352, No. 6292, pp.1388–1389.
- Jepson, Paul D., and others (2016). PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific Reports*, vol. 6, 18573.
- Jiménez, S., and others (2018). State of the art of produced water treatment. *Chemosphere*, vol. 192, pp. 186–208.
- Jonsson, Sofi, and others (2017). Terrestrial discharges mediate trophic shifts and enhance methylmercury accumulation in estuarine biota. *Science Advances*, vol. 3, No. 1, e1601239.
- Josefsson, Sarah (2018). *Hexaklorbensen i Svenska Sediment 1986–2015*.
- Josefsson, Sarah, and Anna Apler (2019). *Miljöföroreningar i Utsjösediment–Geografiska Mönster Och Tidstrender*.
- Kallenborn, Roland, and others (2018). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Arctic environments: indicator contaminants for assessing local and remote anthropogenic sources in a pristine ecosystem in change. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, No.33, pp. 33001–33013.
- Karl, M., and others (2019). Impact of a nitrogen emission control area (NECA) on the future air quality and nitrogen deposition to seawater in the Baltic Sea region. *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 19, No. 3, pp. 1721–1752. <https://doi.org/10.5194/acp-19-1721-2019>.
- Kenna, Timothy C., and others (2012). Intercalibration of selected anthropogenic radionuclides for the GEOTRACES program. *Limnology and Oceanography: Methods*, vol. 10, No. 8, pp. 590–607.
- Klatte, Stephanie, and others (2017). Pharmaceuticals in the environment – a short review on options to minimize the exposure of humans, animals and ecosystems. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, vol. 5, pp. 61–66.
- Koski, M., and others (2017). Ecological effects of scrubber water discharge on coastal plankton: potential synergistic effects of contaminants reduce survival and feeding of the copepod *Acartia tonsa*. *Marine Environmental Research*, vol. 129, pp. 374–385.
- Kötke, Danijela, and others (2019). Prioritised pharmaceuticals in German estuaries and coastal waters: occurrence and environmental risk assessment. *Environmental Pollution*, vol. 255, part I, 113161.
- Kulaksiz, Serkan, and Michael Bau (2007). Contrasting behaviour of anthropogenic gadolinium and natural rare earth elements in estuaries and the gadolinium input into the North Sea. *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 260, Nos. 1–2, pp. 361–371.
- Lee, Jong-Mi, and others (2015). Impact of anthropogenic Pb and ocean circulation on the recent distribution of Pb isotopes in the Indian ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 170, pp. 126–144.
- Li, Jing, and others (2017). Organophosphate esters in air, snow, and seawater in the North Atlantic and the Arctic. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 12, pp. 6887–6896.
- Liang, Ximei, and others (2013). The distribution and partitioning of common antibiotics in water and sediment of the Pearl River Estuary, South China. *Chemosphere*, vol. 92, No. 11, pp. 1410–1416.

- Lindgren, J. Fredrik, and others (2012). Meiofaunal and bacterial community response to diesel additions in a microcosm study. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, No. 3, pp. 595–601.
- Loos, Robert, and others (2010). Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. *Water Research*, vol. 44, No. 14, pp. 4115–4126.
- Loos, Robert, and others (2013). Analysis of polar organic contaminants in surface water of the northern Adriatic Sea by solid-phase extraction followed by ultrahigh-pressure liquid chromatography–QTRAP® MS using a hybrid triple-quadrupole linear ion trap instrument. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, vol. 405, No. 18, pp. 5875–5885.
- Ma, Yuxin, and others (2017). Organophosphate ester flame retardants and plasticizers in ocean sediments from the North Pacific to the Arctic Ocean. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 7, pp. 3809–3815.
- Ma, Yuxin, and others (2018). Concentrations and water mass transport of legacy pops in the Arctic Ocean. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 23, pp. 12972–12981.
- Madigan, Daniel J., and others (2012). Pacific bluefin tuna transport Fukushima-derived radionuclides from Japan to California. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, No. 24, pp. 9483–9486.
- Magnér, Jörgen, and others (2010). Application of a novel solid-phase-extraction sampler and ultra-performance liquid chromatography quadrupole-time-of-flight mass spectrometry for determination of pharmaceutical residues in surface sea water. *Chemosphere*, vol. 80, No. 11, pp. 1255–1260.
- Malakoff, David (2014). *Chemical Atlas Shows Where Seas Are Tainted – And Where They Can Bloom*. American Association for the Advancement of Science.
- Mangano, Maria Cristina, and others (2017). Monitoring of persistent organic pollutants in the polar regions: knowledge gaps & gluts through evidence mapping. *Chemosphere*, vol. 172, pp. 37–45.
- Marsili, Letizia, and others (2018). Persistent organic pollutants in cetaceans living in a hotspot area: the Mediterranean Sea. In *Marine Mammal Ecotoxicology*, pp. 185–212. Elsevier.
- Mason, Robert P., and others (2017). The air-sea exchange of mercury in the low latitude Pacific and Atlantic Oceans. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 122, pp. 17–28.
- McCann, Clare M., and others (2019). Understanding drivers of antibiotic resistance genes in High Arctic soil ecosystems. *Environment International*, vol. 125, pp. 497–504.
- McDonough, Carrie A., and others (2018). Dissolved organophosphate esters and polybrominated diphenyl ethers in remote marine environments: Arctic surface water distributions and net transport through Fram Strait. *Environmental Science & Technology*, vol. 52, No. 11, pp. 6208–6216.
- Men, Wu, and others (2015). Radioactive status of seawater in the northwest Pacific more than one year after the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 7757.
- Mohammed, Azad, and others (2012). Metals in sediments and fish from Sea Lots and Point Lisas Harbors, Trinidad and Tobago. *Marine Pollution Bulletin* vol. 64, No. 1, pp. 169–173.
- Molins-Delgado, Daniel, and others (2017). UV filters and benzotriazoles in urban aquatic ecosystems: the footprint of daily use products. *Science of the Total Environment*, vol. 601, pp. 975–986.
- Moodley, Leon, and others (2018). Effects of low crude oil chronic exposure on the northern krill (*Meganyctiphanes norvegica*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 500, pp. 120–131.
- Moreno-González, R., and others (2015). Seasonal distribution of pharmaceuticals in marine water and sediment from a Mediterranean coastal lagoon (SE Spain). *Environmental Research*, vol. 138, pp. 326–344.
- Munson, Kathleen M., and others (2015). Mercury species concentrations and fluxes in the central tropical Pacific Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 29, No. 5, pp. 656–676.
- Na, Guangshui, and others (2013). Occurrence, distribution, and bioaccumulation of antibiotics in coastal environment of Dalian, China. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 69, pp. 233–240.
- National Research Council and Transportation Research Board (2003). *Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects*. Washington, D.C.: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/10388>.
- Nödler, Karsten, and others (2014). Polar organic micropollutants in the coastal environment of different marine systems. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 85, No. 1, pp. 50–59.
- Ogata, Tomoya, and Yasutaka Terakado (2006). Rare earth element abundances in some seawaters and related river waters from the Osaka Bay area, Japan: significance of anthropogenic Gd. *Geochemical Journal*, vol. 40, No. 5, pp. 463–474.
- Olmer, Naya, and others (2017). Greenhouse gas emissions from global shipping, 2013–2015. *The International Council on Clean Transportation*.

- Otosaka, S., and others (2018). Distribution and fate of ^{129}I in the seabed sediment off Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 192, pp. 208–218.
- Pampanin, Daniela M., and others (2017). DNA adducts in marine fish as biological marker of genotoxicity in environmental monitoring: the way forward. *Marine Environmental Research*, vol. 125, pp. 49–62.
- Paul, Maxence, and others (2015). Tracing the Agulhas leakage with lead isotopes. *Geophysical Research Letters*, vol. 42, No. 20, pp. 8515–8521.
- Pazdro, Ksenia, and others (2016). Analysis of the residues of pharmaceuticals in marine environment: state-of-the-art, analytical problems and challenges. *Current Analytical Chemistry*, vol. 12, No. 3, pp. 202–226.
- Pedreira, Rodrigo M.A., and others (2018). Tracking hospital effluent-derived gadolinium in Atlantic coastal waters off Brazil. *Water Research*, vol. 145, pp. 62–72.
- Pereira, Camilo D. Seabra, and others (2016). Occurrence of pharmaceuticals and cocaine in a Brazilian coastal zone. *Science of the Total Environment*, vol. 548, pp. 148–154.
- Picot-Groz, M., and others (2014). Detection of emerging contaminants (UV filters, UV stabilizers and musks) in marine mussels from Portuguese coast by QuEChERS extraction and GC–MS/MS. *Science of The Total Environment*, vol. 493, pp. 162–69. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.062>.
- Pinzone, Marianna, and others (2015). POPs in free-ranging pilot whales, sperm whales and fin whales from the Mediterranean Sea: influence of biological and ecological factors. *Environmental Research*, vol. 142, pp. 185–196.
- Power Engineering International (PEI) (2019). *World's First Floating Nuclear Power Unit Set to Start Operations*. www.powerengineeringint.com/nuclear/reactors/world-s-first-floating-nuclear-power-unit-set-to-start-operatiing.
- Powers, Maria (2008). Vetting – selected legal aspects of the vessel selection process: with special focus on seaworthiness, duty of care and charter party vetting clauses. PhD Thesis, Faculty of Law, Lund University.
- Praca, Emilie, and others (2011). Toothed whales in the northwestern Mediterranean: insight into their feeding ecology using chemical tracers. *Marine Pollution Bulletin* vol. 62, No. 5, pp. 1058–1065.
- Qin, Xiaofei, and others (2016). Seasonal variation of atmospheric particulate mercury over the East China Sea, an outflow region of anthropogenic pollutants to the open Pacific Ocean. *Atmospheric Pollution Research*, vol. 7, No. 5, pp. 876–883.
- Richardson, Susan D., and Thomas A. Ternes (2011). Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical Chemistry*, vol. 83, No. 12, pp. 4614–4648.
- Rivera-Utrilla, José, and others (2013). Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere*, vol. 93, No. 7, pp. 1268–1287.
- Robinson, Kelly J., and others (2018). Persistent organic pollutant burden, experimental POP exposure, and tissue properties affect metabolic profiles of blubber from gray seal pups. *Environmental Science & Technology*, vol. 52, No. 22, pp. 13523–13534.
- Rodil, Rosario, and others (2012). Transformation of phenazone-type drugs during chlorination. *Water Research*, vol. 46, No. 7, pp. 2457–2468.
- Roig, Benoit (2010). *Pharmaceuticals in the Environment*. IWA publishing.
- Rose, Alani, and others (2017). Modeling and Risk Assessment of Persistent, Bioaccumulative and Toxic (PBT) Organic Micropollutants in the Lagos Lagoon. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, vol. 2, No. 2, pp. 22–26.
- Rubarth, Janne, and others (2011). Perfluorinated compounds in red-throated divers from the German Baltic Sea: new findings from their distribution in 10 different tissues. *Environmental Chemistry*, vol. 8, No. 4, pp. 419–428.
- Rusiecka, D., and others (2018). Anthropogenic signatures of lead in the Northeast Atlantic. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 6, pp. 2734–2743. <https://doi.org/10.1002/2017GL076825>.
- Sanderson, Hans, and others (2003). Probabilistic hazard assessment of environmentally occurring pharmaceuticals toxicity to fish, daphnids and algae by ECOSAR screening. *Toxicology Letters*, vol. 144, No. 3, pp. 383–395.
- Sanial, Virginie, and others (2017). Unexpected source of Fukushima-derived radiocesium to the coastal ocean of Japan. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 42, pp. 11092–11096.
- Schlitzer, Reiner (2020). Ocean Data View. <https://odv.awi.de>.
- Schlosser, Christian, and others (2016). Distribution and cycling of lead in the high and low latitudinal Atlantic Ocean. American Geophysical Union, Ocean Sciences Meeting 2016, abstract No. CT14B–0130.

- Schlosser, Christian, and others (2019). Distribution of dissolved and leachable particulate Pb in the water column along the GEOTRACES section GA10 in the South Atlantic. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 148, pp. 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.05.001>.
- Scientific Committee on Oceanic Research, Working Group 146 (SCOR-WG146) (2020). *Radioactivity in the Ocean, 5 Decades Later (RiO5). First Report of SCOR Working Group #146, September 2015*. <https://scor-int.org/group/146>.
- Shamsudheen, S.V., and others (2015). Atmospheric supply of nitrogen, lead, cadmium, mercury and PCBs to the Baltic Sea in 2013. *EMEP/MSC-W Technical Report*, vol. 2.
- Singh, Surendra (2019). Russia wants to jointly develop small, medium-sized N-plants, including floating N-station, with India. *Times of India*.
- Sköld, Ola (2000). Sulfonamide resistance: mechanisms and trends. *Drug Resistance Updates*, vol. 3, No. 3, pp. 155–160.
- Smith, John N., and others (2015). Arrival of the Fukushima radioactivity plume in North American continental waters. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 112, No. 5, pp. 1310–1315.
- Soerensen, Anne L., and others (2016). A mass budget for mercury and methylmercury in the Arctic Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 30, No. 4, pp. 560–575.
- Stockholm Convention (2018). *Draft Report on Progress towards the Elimination of Polychlorinated Biphenyls, Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Small Intersessional Working Group on Polychlorinated Biphenyls, Fourth Meeting (First Face-to-Face Meeting), 12–14 December 2018*.
- Sühring, Roxana, and others (2016). Organophosphate esters in Canadian Arctic air: Occurrence, levels and trends. *Environmental Science & Technology*, vol. 50, No. 14, pp. 7409–7415.
- Sun, Caixin (2015). Persistent organic pollutants in the Arctic, Atlantic and Pacific Oceans. PhD Thesis, University of Rhode Island.
- Sun, Yu-Xin, and others (2014). Persistent organic pollutants in marine fish from Yongxing Island, South China Sea: levels, composition profiles and human dietary exposure assessment. *Chemosphere*, vol. 98, pp. 84–90.
- Sun, Yu-Xin, and others (2017). Halogenated organic pollutants in marine biota from the Xuande Atoll, South China Sea: levels, biomagnification and dietary exposure. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 118, Nos. 1–2, pp. 413–419.
- Suzuki, T., and others (2018). Vertical distribution of ¹²⁹I released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in the Kuroshio and Oyashio current areas. *Marine Chemistry*, vol. 204, pp. 163–171.
- Tamura, Ikumi, and others (2017). Contribution of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) to whole toxicity of water samples collected in effluent-dominated urban streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 144, pp. 338–350.
- Tanouayi, Gnon, and others (2016). Distribution of Fluoride in the Phosphorite Mining Area of Hahotoe–Kpogame (Togo). *Journal of Health and Pollution*, vol. 6, No. 10, pp. 84–94.
- Taylor, David (2016). The pharmaceutical industry and the future of drug development. In *Pharmaceuticals in the Environment. Issues in Environmental Science and Technology*, vol. 41, pp. 1–33, R.E. Hester and R.M. Harrison, eds.
- Teuchies, J., and others (2020). The impact of scrubber discharge on the water quality in estuaries and ports. *Environmental Sciences Europe*, vol. 32, No. 1, art. 103.
- Theobald, Norbert, and others (2011). Occurrence of perfluorinated organic acids in the North and Baltic seas. Part 1: distribution in sea water. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 18, No. 7, pp. 1057–1069.
- Turner, David R., and others (2017). Shipping and the environment: smokestack emissions, scrubbers and unregulated oceanic consequences. *Elementa-Science of the Anthropocene*, vol. 5.
- United Nations (2017a). Chapter 17: Shipping. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Chapter 20: Coastal, riverine and atmospheric inputs from land. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) (2018). *Review of Maritime Transport*. United Nations.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2019). *Global Mercury Assessment 2018*. UNEP.

- United Nations Environment Programme and United Nations Institute for Training and Research (UNEP and UNITAR) (2018). PCB: A Forgotten Legacy. 2028: Final Elimination of PCB. UNEP.
- United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan (UNEP/MAP) (2012a). Initial integrated assessment of the Mediterranean Sea: Fulfilling step 3 of the ecosystem approach process. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.
- _____ (2012b). State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.
- UNEP/MAP/Coordinated Mediterranean Pollution Monitoring and Research Programme (MED POL) (2011a). Hazardous substances in the Mediterranean: a spatial and temporal assessment. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.
- _____ (2011b). Analysis of trend monitoring activities and data for the MED POL Phase III and IV (1999–2010). United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Athens.
- Vanderford, Brett J., and others (2003). Analysis of endocrine disruptors, pharmaceuticals, and personal care products in water using liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, vol. 75, No. 22, pp. 6265–6274.
- Verlicchi, Paola, and others (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment – a review. *Science of the Total Environment*, vol. 429, pp. 123–155.
- Vorkamp, Katrin, and others (2019). Current-use halogenated and organophosphorous flame retardants: a review of their presence in Arctic ecosystems. *Emerging Contaminants*, vol. 5, pp. 179–200.
- Wagner, Charlotte C., and others (2019). A global 3-D ocean model for PCBs: benchmark compounds for understanding the impacts of global change on neutral persistent organic pollutants. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 33, No. 3, pp. 469–481.
- Wang, Guang, and others (2010). Hexachlorobenzene sources, levels and human exposure in the environment of China. *Environment International*, vol. 36, No. 1, pp. 122–130.
- Webster, Lynda, and others (2014). Halogenated persistent organic pollutants in relation to trophic level in deep sea fish. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 88, Nos. 1–2, pp. 14–27.
- Weigel, Stefan, and others (2004). Determination of selected pharmaceuticals and caffeine in sewage and seawater from Tromsø/Norway with emphasis on ibuprofen and its metabolites. *Chemosphere*, vol. 56, No. 6, pp. 583–592.
- Wiberg, K., and others (2013). *Managing the dioxin problem in the Baltic region with focus on sources to air and fish*. Swedish Environmental Protection Agency Report 6566.
- World Nuclear Association (WNA) (2020). Country profiles. 2020. www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles.aspx.
- Wu, Jian-Lin, and others (2007) Triclosan determination in water related to wastewater treatment. *Talanta*, vol. 72, pp. 1650–1654.
- Wu, Junwen, and others (2019). Plutonium in the western North Pacific: transport along the Kuroshio and implication for the impact of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Chemical Geology*, vol. 511, pp. 256–264.
- Xu, Weihai, and others (2013). Antibiotics in riverine runoff of the Pearl River Delta and Pearl River Estuary, China: concentrations, mass loading and ecological risks. *Environmental Pollution*, vol. 182, pp. 402–407.
- Yeung, Leo W.Y., and others (2017). Vertical profiles, sources, and transport of PFASs in the Arctic Ocean. *Environmental Science & Technology*, vol. 51, No. 12, pp. 6735–6744.
- Ytreberg, E., and others (2019). Effects of scrubber washwater discharge on microplankton in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 145, pp. 316–324.
- Zhang, Ruijie, and others (2013a). Antibiotics in the offshore waters of the Bohai Sea and the Yellow Sea in China: occurrence, distribution and ecological risks. *Environmental Pollution*, vol. 174, pp. 71–77.
- Zhang, Ruijie, and others (2013b). Occurrence and risks of antibiotics in the coastal aquatic environment of the Yellow Sea, North China. *Science of the Total Environment*, vol. 450, pp. 197–204.
- Zhang, Xianming, and others (2017). North Atlantic Deep Water formation inhibits high Arctic contamination by continental perfluorooctane sulfonate discharges. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 31, No. 8, pp. 1332–1343.
- Zhang, Ying, and others (2016). Environmental characteristics of polybrominated diphenyl ethers in marine system, with emphasis on marine organisms and sediments. *BioMed Research International*, vol. 2016, art. 1317232.
- Zhu, Yanbei, and others (2004). Gadolinium anomaly in the distributions of rare earth elements observed for coastal seawater and river waters around Nagoya City. *Bulletin of the Chemical Society of Japan*, vol. 77, No. 10, pp. 1835–1842.

Chapitre 12

Évolution des apports et de la distribution des déchets solides, autres que les déblais de dragage, dans le milieu marin

Contributeurices et contributeurs : François Galgani (organisateur de l'équipe de rédaction : déchets marins) et Aleke Stöfen-O'Brien (organisatrice de l'équipe de rédaction : immersion dans la mer), Archis Ambulkar, Maurizio Azzaro, Maria João Bebianno (responsable d'équipe), Joan Bondareff, Huw Griffiths, Martin Hasselov, Christos Ioakeimidis, Jenna Jambeck, Paula Keener, Fernanda de Oliveira Lana, Iryna Makarenko, Chelsea Rochman, Qamar Schuyler, Paula Sobral, Ca Thanh Vu (coresponsable d'équipe), Konstantinos Topouzelis, Dick Vethaak, Penny Vlahos, Juying Wang (coresponsable d'équipe) et Judith Weis.

Principales observations

- Les matières plastiques représentent aujourd'hui la principale source de déchets ou détritiques marins.
- La plupart des déchets marins sont d'origine terrestre et résultent de mauvaises pratiques de gestion des déchets, en particulier dans certaines régions rurales et en développement.
- Présents dans tous les habitats marins, les déchets marins sont nuisibles pour l'environnement, en ce qu'ils favorisent la propagation des espèces invasives, et pour les organismes marins qui peuvent s'y enchevêtrer ou les ingérer.
- On dénombre de plus en plus de déchets marins dans les régions éloignées et non peuplées.
- Des séries chronologiques sont nécessaires aux fins de l'évaluation et de la surveillance des impacts des déchets marins, y compris des microplastiques et des nanoplastiques.
- Bien qu'une tendance à la baisse soit observée, il est nécessaire d'harmoniser les informations communiquées concernant l'immersion de déchets dans la mer.

1. Activités produisant des déchets marins, notamment des plastiques, des engins de pêche abandonnés, des microparticules et des nanoparticules, et estimation des quantités de ces déchets provenant de la terre, des navires et des installations situées au large des côtes

1.1. Introduction

Le terme « déchets marins » désigne tout matériau solide persistant, fabriqué ou transformé, qui est rejeté, éliminé ou abandonné dans le milieu marin et les zones côtières [Groupe mixte d'experts chargé d'étudier les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin (GESAMP), 2019]. Il englobe une grande variété de matériaux, variant en taille des mégadéchets (> 1 m) aux macrodéchets (> 25 mm), mésodéchets (> 5 mm), microdéchets (> 1 µm) et nanodéchets (< 1 µm). Ces déchets sont classés en fonction de la nature du matériau (par exemple, plastique, métal, verre, caoutchouc ou bois) ou de leurs sources ou utilisations (par exemple, engins de pêche, granulés industriels, articles sanitaires et en plastique à usage unique, etc.). Le plastique, défini comme des polymères synthétisés à partir de molécules d'hydrocarbures ou de biomasse ayant des propriétés thermoplastiques ou thermodurcissables, constitue la principale composante des déchets marins et présente un grand nombre de propriétés, de formes et

de compositions (GESAMP, 2016). En 2018, environ 348 millions de tonnes de déchets plastiques ont été produites dans le monde (PlasticsEurope, 2019), les quantités annuelles présentes dans l'océan étant comprises entre 4,8 et 12,7 millions de tonnes, selon les données de 2010 (Jambeck et al., 2015).

Les déchets marins sont particulièrement nombreux sur les rivages, sur lesquels ils s'accumulent sous l'effet des courants, des vagues, du vent et du débit des rivières. Toutefois, les déchets marins, essentiellement composés de matières plastiques, se trouvent également à la surface de l'océan dans des zones convergentes (gyres océaniques), dans la colonne d'eau, au fond des mers ou bien en association avec le biote marin, où ils peuvent causer des dommages (Barnes et al., 2009).

Le présent chapitre présente une description détaillée de l'évolution de l'état des déchets marins, y compris les principales caractéristiques observées à l'échelle régionale, et décrit les conséquences de cette évolution pour les populations, leurs économies et leur bien-être.

1.2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan

La première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a) ne contenait qu'un aperçu limité des sources, du devenir, du transport, de la dégradation et des impacts des déchets marins. Les répercussions économiques et les mesures prises pour réduire les déchets n'ont pas été étudiées en profondeur en raison d'un manque d'informations et de connaissances sur les déchets marins, notamment sur leur étendue dans l'espace et dans le temps. Les zones éloignées ou ultra-profondes, les sources et les flux des différents types de déchets marins (par exemple, les apports des cours d'eau, les eaux usées et les apports atmosphériques de microplastiques) n'ont pas été pris en compte, et les effets n'ont pas fait l'objet de discussions. Plus récemment, cependant, des discussions sérieuses ont été engagées en raison du nombre croissant d'enquêtes et d'études approfondies, dont les résultats révèlent, par exemple, que plus de 1 400 espèces avaient été touchées par des déchets marins en 2019 (Claro et al., 2019).

De même, les microplastiques, qui sont des particules de polymère de moins de 5 mm (limite supérieure) et de plus de 1 micron, tels que définis par le GESAMP (2019), n'ont quasiment pas été abordés, à l'exception d'une référence aux microplastiques primaires, conçus pour être des microplastiques, et au fait que des morceaux de plastique de plus grande taille se brisent en plus petits morceaux (microplastiques secondaires).

1.3. Description des changements environnementaux intervenus entre 2010 et 2020

Les déchets marins sont présents dans tous les habitats marins, des zones densément peuplées aux régions éloignées (Barnes et al., 2009), et des plages et eaux peu profondes jusqu'aux fosses océaniques profondes (Pierdomenico et al., 2019). La plupart d'entre eux

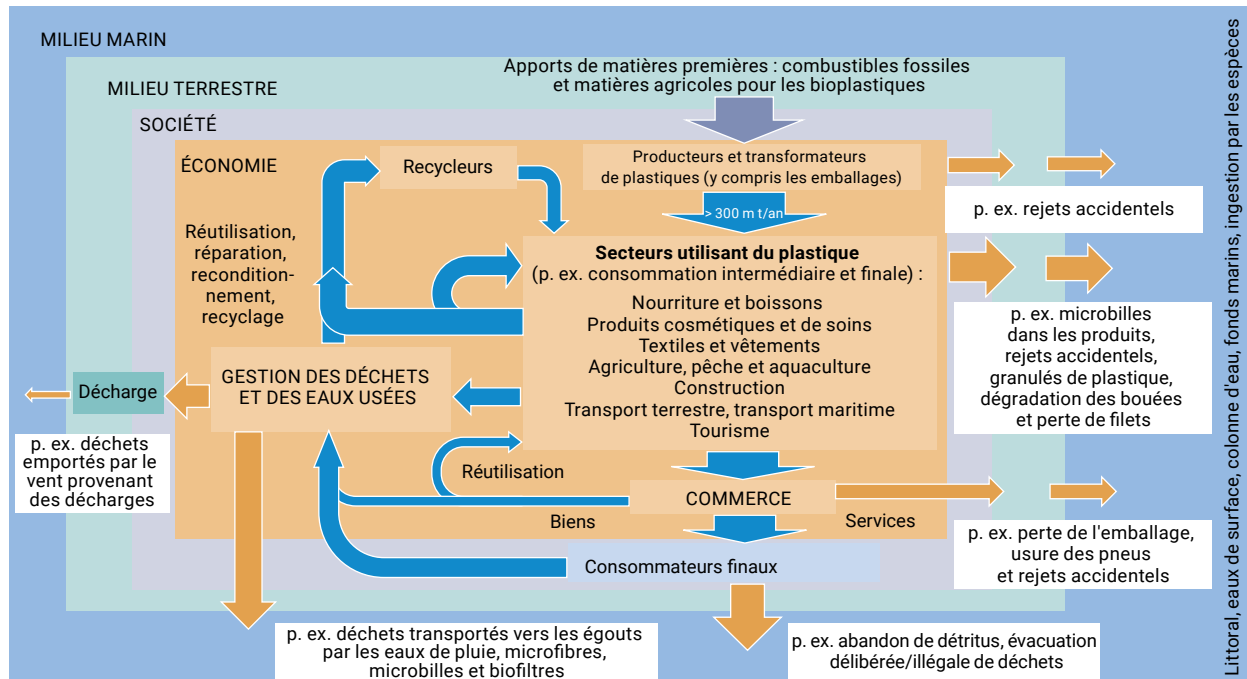
proviennent de sources terrestres (GESAMP, 2016; 2019), comme les eaux usées, le débordement d'égouts combinés, les activités récréatives terrestres, l'évacuation de déchets solides, les rejets et décharges inappropriés ou illicites, les immersions de déchets mal gérés et le ruissellement (voir figure I). On estime que plus d'un million de tonnes de déchets plastiques entrent dans l'océan chaque année par les cours d'eau, les 20 cours d'eau les plus polluants, situés pour la plupart en Asie, représentant un pourcentage important du total mondial (Lebreton et al., 2017; Van Emmerick et al., 2018; Schmidt et al., 2017). La pollution plastique pénètre également dans l'environnement marin en raison des déficiences des infrastructures de gestion des déchets; ainsi, les microplastiques provenant des stations d'épuration des eaux usées peuvent atteindre jusqu'à 10 millions de particules/m³ [Conseil scientifique pour la politique par les académies européennes (SAPEA), 2019]. Les apports résultant d'événements extrêmes et de catastrophes naturelles, tels que les ouragans, les inondations, les tremblements de terre et les tsunamis, ainsi que les accidents, peuvent atteindre des millions de tonnes chaque année et rivaliser avec le volume des apports réguliers provenant des terres (Murray et al., 2018).

Les produits en plastique à usage unique sont les principales sources de déchets marins (Addamo et al., 2017). On estime entre 1 000 et 5 000 milliards le nombre de sacs en plastique consommés chaque année dans le monde [Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), 2018]. Les autres sources de déchets marins peuvent être attribuées au transport maritime, à l'exploration industrielle et aux plateformes pétrolières en mer, à la pêche et à l'aquaculture (GESAMP, 2016; 2019), ainsi qu'à la perte et à l'élimination délibérée, par exemple, de conteneurs, de masses d'alourdissement et de cargaisons. Dans les zones de pêche communément utilisées, les déchets marins importants sont entièrement composés d'engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés (Pham et al., 2014). La quantité de ces déchets demeure méconnue, bien que certaines estimations soient disponibles (640 000 tonnes par an, selon Macfadyen et al., 2009), et environ 70 % (en poids) des

macroplastiques flottants en pleine mer sont liés à la pêche (Eriksen et al., 2014). On estime également que 5,7 % des filets, 8,6 % des

pièges et 29 % des lignes de pêche sont perdus chaque année dans le monde (Richardson et al., 2019).

Figure I
Matières plastiques : production, utilisation par secteur, utilisation finale par les consommateurs et rétrocession dans l'économie ou l'environnement



Source : Programme des Nations Unies pour l'environnement (2017).

Les microplastiques primaires, tels que les microbilles ou les granulés industriels, pénètrent directement dans le milieu marin, tandis que les microplastiques secondaires résultent de l'altération, de l'abrasion et de la fragmentation des articles en plastique à usage unique (par exemple, les couverts, les plateaux, les pailles, les mégots de cigarettes, les bouchons et les couvercles, les bouteilles en plastique et les sacs à provisions), des textiles et vêtements synthétiques, des revêtements et peintures et des pneus (voir figure II). Des études récentes révèlent que le transport et le dépôt atmosphériques de microplastiques peuvent également jouer un rôle important (Rochman, 2018).

Parmi les répercussions les plus courantes des déchets marins sur la vie marine, on observe l'enchevêtrement et l'ingestion de déchets marins en plastique (GESAMP, 2016; 2019). L'enchevêtrement constitue une menace, en

particulier pour les grands animaux marins tels que les superprédateurs. L'ingestion est courante chez un grand nombre d'organismes marins, y compris les mammifères marins, les tortues, les oiseaux de mer, les poissons et les invertébrés, le plastique se présentant sous différentes tailles. Parmi les autres répercussions de la présence de déchets plastiques en mer, on peut citer les changements dans les communautés marines, les structures faisant office de nouveaux habitats (Reisser et al., 2014), à plusieurs niveaux d'organisation biologique (Rochman et al., 2018) ou par l'infestation du milieu marin par des espèces allo-gènes, la prolifération d'algues à toxines et des agents pathogènes dispersés sur les épaves flottantes d'origine anthropique (Carlton et al., 2017; Viršek et al., 2017). Ces déchets peuvent ainsi favoriser l'échange génétique de bactéries et le développement de la résistance aux antibiotiques (Arias-Andrés et al., 2018).

Figure II
Sources du plastique entrant dans le milieu marin par les cours d'eau (vert), le littoral (orange), les apports directs (bleu) et à travers l'atmosphère (rouge)



Source : D'après le GESAMP (2016).

En outre, les déchets plastiques en mer étouffent et endommagent les organismes benthiques. Les effets potentiels se font non seulement sentir au niveau des organismes, mais aussi au niveau des populations et des écosystèmes (Rochman et al., 2016). La Plateforme intergouvernementale science-politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) a confirmé l'effet néfaste des matières plastiques sur la biodiversité, lesquelles pourraient entraîner des déséquilibres et des perturbations de la diversité des écosystèmes (IPBES, 2019). Après le tsunami de 2011 au Japon, en l'espace de seulement six ans, 289 espèces de macrofaune et de macroflore ont été transportées en Amérique

du Nord sur des débris constituant des ra-deaux de fortune (Carlton et al., 2017); il s'agit d'un mode de transport très inhabituel qui pourrait avoir des conséquences à long terme (Murray et al., 2018).

Le plastique et les microplastiques sont non seulement des contaminants physiques, mais ils contiennent aussi souvent des additifs chimiques, tels que des phtalates et des retardateurs de flamme bromés (voir chap. 11), et capturent d'autres agents contaminants. Des études en laboratoire démontrent que les microplastiques peuvent nuire aux organismes et aux populations à des concentrations plus élevées que celles que l'on trouve dans la nature.

Cependant, les meilleures preuves disponibles révèlent que les microplastiques ne présentent pas encore un risque écologique largement répandu (alors qu'ils constituent un risque pour les organismes individuels), sauf dans certaines eaux et sédiments côtiers (SAPEA, 2019).

La santé humaine est une préoccupation majeure, bien que les connaissances restent relativement limitées sur les impacts, tels que les blessures et les accidents, ou sur une éventuelle contamination après un rejet potentiel de produits chimiques (SAPEA, 2019) ou en raison de la présence de microplastiques dans les fruits de mer. En outre, il existe peu d'études pertinentes visant à évaluer les risques. De telles préoccupations peuvent amener les populations à modifier leur comportement (par exemple, les habitudes touristiques ou une réduction de la consommation de fruits de mer).

Depuis la parution de la première Évaluation, de nouvelles données ont été recueillies. Ainsi, les études de modélisation, les évaluations des apports des cours d'eau, les nouvelles technologies telles que les capteurs automatisés, notamment les capteurs aériens et les satellites, et les nouvelles approches écosystémiques telles que les évaluations des risques pour les espèces et les communautés marines (Everaert et al., 2018) permettent de mieux comprendre le degré de nocivité des déchets marins et des matières plastiques, en particulier des nanoplastiques et des microplastiques.

Afin de renforcer les évaluations et la surveillance, de nouvelles approches techniques utilisant divers outils, tels que les drones, les systèmes à distance et les capteurs automatisés (Maximenko et al., 2019), ainsi que de nouveaux indicateurs, peuvent contribuer à la mise en œuvre d'une surveillance harmonisée des tendances des déchets marins et, ainsi, améliorer l'efficacité des approches et des mesures prises à l'échelle mondiale (GESAMP, 2019). La technologie de télédétection est la seule approche qui peut être utilisée pour surveiller de vastes zones côtières ou de haute mer dans plusieurs résolutions spatiales et, ainsi, aider

à répondre aux exigences de l'indicateur 14.1.1 des objectifs de développement durable¹. Les agences spatiales étudient actuellement des méthodes optiques et de télédétection à des fins d'essai et d'application éventuelle dans le cadre d'une surveillance régulière (Topouzelis et al., 2019; Martínez-Vicente et al., 2019). Pour comprendre les effets du plastique sur les espèces sauvages et l'environnement, l'évaluation des risques est également un outil prometteur dans la mesure où elle contribue à modéliser les interactions entre les espèces animales et le plastique. Cette approche est de plus en plus utilisée, bien que des études plus approfondies soient nécessaires pour quantifier l'effet de l'interaction, en particulier en termes de létalité et de sub-létalité (par exemple, des changements dans l'alimentation, la reproduction et la croissance) des matières plastiques ingérées (Schuyler et al., 2016; Wilcox et al., 2018).

1.4. Principaux changements et conséquences par région

De nombreux programmes axés sur les mers régionales ont conduit à l'élaboration de stratégies ou de plans d'action thématiques pour lutter contre les déchets marins. Créé dans le cadre des conventions, protocoles et plans d'action sur les mers régionales du PNUE, le Groupe de travail sur les indicateurs des mers régionales a élaboré un ensemble de 22 indicateurs relatifs aux déchets marins dans les mers régionales. Des efforts visant à concevoir des méthodologies communes pour les indicateurs sont en cours, grâce à des programmes de surveillance dans chaque région (GESAMP, 2019). Certains organismes, instruments ou conventions relatifs aux mers régionales (par exemple, l'Organe de coordination du programme relatif aux mers d'Asie orientale, la Convention pour la prévention de la pollution marine par les opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronefs, la Convention pour la prévention de la pollution marine d'origine tellurique et le Plan d'action pour la protection du milieu marin et le développement durable des zones côtières de la

¹ Voir les résolutions 70/1 et 71/313 de l'Assemblée générale, annexe.

Méditerranée) ont mis à jour leurs plans d'action, ou envisagent de le faire, en vue d'inclure les installations de réception portuaires, afin de permettre une gestion plus efficace des questions administratives et juridiques, et de faire appliquer, contrôler et surveiller les systèmes, les infrastructures et les solutions de rechange pour le ramassage et le traitement des déchets d'exploitation des navires. Le tableau 1 donne un aperçu de l'état des connaissances dans les différents bassins de l'océan mondial.

1.5. Tendances

Les facteurs associés aux changements dans les quantités et l'impact des déchets marins et l'ampleur de ces changements restent difficiles à comprendre en raison du manque de normalisation des méthodes de collecte et d'analyse des données. Il est donc difficile de comparer avec précision les résultats obtenus ou les niveaux observés dans différentes zones et dans le temps. En outre, les rapports traitent souvent d'un élément précis concernant le milieu marin, comme les types de déchets et leurs impacts, sans prêter attention à la variabilité naturelle de l'environnement (GESAMP, 2019). Ceci freine la compréhension de l'état des densités de déchets marins et de leurs impacts, ainsi que des éventuels changements y relatifs.

Le tableau 2 résume les informations disponibles à l'échelle mondiale sur les déchets marins présents sur les plages et dans les fonds marins, ainsi que sur les déchets flottant en surface et les déchets ingérés. Des informations supplémentaires sont disponibles sur le portail en ligne concernant les déchets marins². Bien que plusieurs études de modélisation prévoient des tendances à la hausse (Kako et al., 2014; Everaert et al., 2018; Lebreton et al., 2018), celles-ci pourraient être contrebalancées par des mesures de réduction. La plupart des travaux menés dans le cadre d'enquêtes régulières n'ont fait état d'aucune tendance, sauf dans des cas particuliers, tels que les îles éloignées de l'Antarctique (Barnes et al., 2009), l'ingestion de plastique par le pétrel atlantique (Petry et Benemann, 2017), ou en présence de caractéristiques spécifiques, telles que les courants convergents au-dessus du cercle arctique (Tekman et al., 2017). La hausse dans les zones éloignées pourrait se traduire par un transfert à long terme des zones touchées vers des régions où l'activité humaine est soit extrêmement réduite, soit inexistante. Des tendances à la baisse ont été observées dans certains cas, y compris s'agissant de l'ingestion de débris, notamment dans le cas des granulés industriels. Brandon et al. (2019) et Wilcox et al. (2019) ont également souligné une augmentation des microplastiques sédimentaires en Californie et des microplastiques flottants dans l'Atlantique Nord en lien avec la production mondiale de plastique. Il importe désormais de mieux comprendre comment le plastique circule dans les écosystèmes marins, vers où il va et comment il se dégrade.

² Voir <https://litterbase.awi.de/litter>.

Tableau 1
Aperçu de l'état des connaissances sur les déchets marins dans les différents bassins de l'océan mondial

Bassin	Sources/distribution	Importance	Circulation	Conséquences
Océan Arctique	Le plastique et les microplastiques sont présents dans la glace de mer, les eaux de surface et profondes, les sédiments et le biote des grands fonds marins (Kanhai et al., 2018; Peeken et al., 2018).	Les quantités de déchets marins sont faibles; les microplastiques présentent une concentration supérieure de plusieurs ordres de grandeur dans la glace de mer (Cózar et al, 2017; Barrows et al, 2018); les engins de pêche fantômes sont très répandus et ont un impact sur les zones de pêche.	Les débris sont transportés vers le nord via la branche de surface de la circulation thermohaline.	On observe de faibles concentrations de microplastiques chez la morue polaire (<i>Boreogadus saida</i>), le chabot aux grands yeux (<i>Triglops nybelini</i>) (Kühn et al., 2018; Morgana et al., 2018) et 11 espèces d'invertébrés benthiques (Fang et al., 2018); le requin du Groenland accumule le plastique (<i>Somniosus microcephalus</i>) (Leclerc et al., 2012; Nielsen et al., 2014).
Atlantique Nord, mer Baltique et mer du Nord	Les déchets et les microparticules sont présents dans toutes les composantes de l'environnement marin; des données de surveillance sont recueillies depuis 1988 dans l'Atlantique du Nord-Est (Commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, 2017) et depuis 2005 le long des côtes des États-Unis d'Amérique.	Sur les plages de la zone maritime relevant de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est ^a , on compte plusieurs centaines de déchets sur une distance de 100 m (maximum : 6 090); les déchets sont très répandus sur les fonds marins (Maes et al., 2018); les engins de pêche abandonnés et perdus sont le type de déchets le plus courant dans la mer Baltique.	Les déchets de surface provenant des zones peuplées de l'Atlantique Nord-Est sont transportés vers l'Arctique; les déchets en provenance de l'Atlantique Sud-Est se déplacent par le courant équatorial vers l'Atlantique Ouest, et ceux en provenance de l'Atlantique Nord-Ouest vers le gyre de l'Atlantique Nord (Van Sebille et al., 2015).	De nombreuses espèces ingèrent des déchets ou des microplastiques; dans la mer du Nord, on trouve du plastique dans l'estomac de 94 % des oiseaux; l'enchevêtrement (qui touche par exemple les phoques, les tortues de mer, les oiseaux et les invertébrés) est un phénomène courant dans l'Atlantique Nord.
Mer Méditerranée et mer Noire	La quantité de déchets urbains solides varie de 208 à 760 kg/personne/an; 250 milliards de particules flottent à la surface (Collignon et al., 2012); la concentration la plus élevée au monde concerne les microplastiques flottants [64 millions d'éléments/km ² (Van der Hall et al., 2017)] et les débris des fonds marins (1,3 million d'éléments/km ² (Pierdomenico et al., 2019); les plages et les fonds marins de la mer Noire sont fortement touchés par les engins de pêche abandonnés ou perdus.	La mer Méditerranée est l'une des zones les plus touchées au monde (Ioakeimidis et al., 2017); cinq types d'articles en plastique à usage unique (couverts/barquettes/pailles, mégots, bouchons, bouteilles en plastique et sacs de courses) représentent plus de 60 % de tous les types de déchets marins.	La mer Méditerranée et la mer Noire sont des bassins fermés, alimentés par plusieurs grands fleuves (Nil, Pô, Danube) (Lechner et al., 2014; Lebreton et al., 2017); il s'agit de destinations touristiques, caractérisées par un trafic maritime important.	Tous les types de répercussions des déchets marins sont observés en mer Méditerranée, y compris l'ingestion par de nombreuses espèces, l'enchevêtrement, le rejet de produits chimiques et la dispersion de diverses espèces.

Bassin	Sources/distribution	Importance	Circulation	Conséquences
Atlantique Sud	Tous les types de déchets dans l'Atlantique Sud sont dus aux zones très peuplées et aux grands fleuves; les déchets plastiques pélagiques se limitent à l'océan Atlantique tropical (Eriksen et al., 2014); dans toutes les îles (Ivar do Sul et al., 2014), on trouve des fragments de plastique dur, des films plastiques, des éclats de peinture, des fibres et des brins; dans le Sud-Est, les grands fonds marins témoignent d'une importante densité de déchets (Woodall et al., 2015), dont la plupart sont des produits à usage unique et des microplastiques.	Les concentrations de déchets au niveau local sont très élevées, mais le bassin n'est pas la zone la plus touchée; dans les îles de la mer des Caraïbes, les densités de macroplastiques sont plus élevées que dans les autres îles du bassin atlantique; les sources des déchets sont plus étroitement liées à l'occupation humaine qu'à la pêche (Ivar do Sul et al., 2014).	Outre le schéma de circulation générale lié aux courants géostrophiques et à la présence du gyre de l'Atlantique Sud, le transport vers les îles éloignées constitue un facteur important (Monteiro et al., 2018).	Malgré un manque de données dans la partie orientale, tous les types de répercussions des déchets marins sont observés dans l'Atlantique Sud, y compris l'ingestion par de nombreuses espèces, l'enchevêtrement, le rejet de produits chimiques et la dispersion de diverses espèces.
Océan Indien	L'Asie du Sud-Est et l'Inde sont les principales sources de déchets marins (Jambeck et al., 2015; Lebreton et al., 2017); les données disponibles pour l'Afrique du Sud et l'Inde sont très récentes.	L'océan Indien présente une plus grande quantité de particules en surface et un plus grand poids de plastique, dont une grande partie se trouve dans le golfe du Bengale et dans la partie centrale du bassin, que l'Atlantique Sud et le Pacifique Sud réunis (Eriksen et al., 2014); les grands fonds marins témoignent d'une importante densité de déchets loin des côtes (Woodall et al., 2015), dont la plupart sont des engins de pêche et dont la répartition est inégale dans la partie du Sud-Est (Woodall et al., 2014); le plastique et les microplastiques sont également présents dans les mers adjacentes de l'océan Indien, y compris la mer Rouge (Arossa et al., 2019); dans le golfe Persique, le polyéthylène basse densité et le polypropylène sont présents dans l'eau de mer et les sédiments (Abayomi et al., 2017).	En raison de la nature des courants, les déchets marins immergés n'importe où sont transportés vers le gyre du Sud de l'océan Indien (Van Sebille et al., 2015), ainsi que vers la partie occidentale par la circulation résiduelle (Veerasingam et al., 2016), pour atteindre des îles éloignées et non peuplées; l'océan Indien occidental et la mer d'Arabie sont très fréquentés par les navires commerciaux et les bateaux de pêche, et la perte d'engins de pêche et l'immersion de déchets y sont fréquentes (Woodall et al., 2015).	Les données sont limitées; les impacts observés comprennent l'ingestion par de nombreuses espèces (par exemple, les poissons, les invertébrés et les tortues de mer), l'enchevêtrement (tortues de mer et oiseaux), le rejet de produits chimiques et la dispersion de diverses espèces.
Pacifique Nord	Outre la mer Méditerranée, le Pacifique Nord-Ouest est la région la plus touchée (Chiba et al., 2018); les rives de l'océan Pacifique et les mers marginales de l'Asie de l'Est sont bordées de pays qui connaissent une expansion économique rapide; les apports de pays tels que la Chine, l'Indonésie, les Philippines et le Viet Nam sont importants (PNUE et GRID-Arendal, 2016).	Le Pacifique Nord est touché par une quantité disproportionnée de plastique (Eriksen et al., 2014) provenant de sources terrestres et souvent de sources maritimes dans des îles très peuplées (Filho et al., 2019); les engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés constituent 46 % de la masse des débris de plus de 5 cm, ce qui représente un tiers de la masse totale des déchets flottants (Lebreton et al., 2018); la densité des déchets marins s'élève à plusieurs millions d'éléments/km ² (Eriksen et al., 2014; Van Sebille et al., 2015), le plastique étant le matériau le plus courant : 90 % sont des petits composants.	Outre le schéma de circulation générale lié aux courants géostrophiques et à la présence de gyres de l'Atlantique Nord, les catastrophes naturelles, telles que les tsunamis et les tremblements de terre, jouent un rôle majeur dans la production de déchets.	Tous les types d'impacts, y compris l'enchevêtrement et l'ingestion par des organismes marins tels que les oiseaux, les tortues de mer et les mammifères, sont observés chez les invertébrés qui vivent dans les profondeurs de la fosse des Mariannes (Jamieson et al., 2019); dans certaines régions, en raison de la pêche (Alaska) ou des déchets à la dérive (Hawaï), l'enchevêtrement affecte gravement les écosystèmes marins, comme les récifs coralliens et les forêts animales, ou des populations non ciblées, comme les pinnipèdes (Claro et al., 2019)

Bassin	Sources/distribution	Importance	Circulation	Conséquences
Pacifique Sud	Par rapport à d'autres bassins océaniques, les nouvelles informations sur les concentrations de plastique sont relativement limitées; les données proviennent principalement de l'Australie et du Chili.	Les plus fortes concentrations de déchets sur les plages ($239,4 \pm 347,3$ éléments/m ² , maximum : 671,6 éléments/m ²) se trouvent sur l'île d'Henderson (Lavers et Bond, 2017); sur l'île Salas y Gómez, près du centre du gyre subtropical du Pacifique Sud, la quantité de débris est sensiblement inférieure (< 1 élément/km ²) (Miranda-Urbina et al., 2015); les concentrations de débris plastiques flottants les plus élevées enregistrées se trouvent dans le gyre subtropical du Pacifique Sud, avec plus de 390 000 éléments/km ² (maximum : 50 000 éléments/km ²) (Miranda-Urbina et al., 2015; Eriksen et al., 2018).	Différents modèles océanographiques et ensembles de données empiriques révèlent que le nombre et les concentrations de déchets marins dans le gyre subtropical du Pacifique Sud sont plus bas que dans les gyres subtropicaux de l'hémisphère Nord (Van Sebille et al., 2015); à l'échelle locale, les cours d'eau peuvent également jouer un rôle important dans la distribution des déchets marins (Gaibor et al., 2020).	Au total, 97 espèces animales différentes, dont des tortues, des poissons, des oiseaux de mer, des mammifères et des corallimorphes, ont ingéré des matières plastiques ou se sont empêtrées dans des déchets plastiques (Thiel et al., 2018; Markic et al., 2018); des preuves faisant état de cas d'ingestion plus près des gyres subtropicaux ont été recueillies (Thiel et al., 2018); des microplastiques sont ingérés par des amphipodes vivant en eaux ultra-profondes (Jamieson et al., 2019).
Océan Austral	L'océan Austral contient les plus faibles densités de déchets plastiques au monde, l'activité humaine y restant faible; les déchets marins sont présents à une échelle très locale; l'apport potentiel est d'environ 44 à 500 kg de microplastiques par décennie (Waller et al., 2017); les microplastiques sont générés par la dégradation des macroplastiques ou transférés au-delà des limites de la région polaire (front polaire).	Les microplastiques sont présents dans les sédiments intertidaux d'une île subantarctique (Barnes et al., 2009), dans les sédiments des eaux profondes de la mer de Weddell (Van Cauwenberghé et al., 2013), dans les eaux de surface du secteur Pacifique (Waller et al., 2017; Isobe et al., 2015; 2017) et dans les sédiments peu profonds et les macroalgues sur des sites de l'île du Roi George, près de stations de recherche scientifique (Waller et al., 2017); des concentrations de 0,100 à 0,514 g/km ² sont relevées dans le front polaire sud, comprises entre 46 000 et 99 000 particules/km ² au Sud de la latitude 60°S, les concentrations étant plus élevées dans les régions côtières de la mer de Ross (Cincinelli et al., 2017; Cózar et al., 2014; Isobe et al., 2017); des matières plastiques sont présentes dans les sédiments de la baie de Terra Nova, avec un total de 1 661 éléments (3,14 g), les fibres étant le type le plus fréquent (Munari et al., 2017); dans les chaluts de surface de la péninsule antarctique, les débris sont estimés à 1 794 par km ² , d'un poids moyen de 27,8 g/km ² et ne proviennent pas de latitudes inférieures à 58° S; les éclats de peinture sont 30 fois plus abondants que les déchets plastiques (Lacerda et al., 2019).	Le transfert de déchets des eaux du Nord vers l'Antarctique est un phénomène courant.	Depuis l'été austral 1992/93, on trouve des macroplastiques et des débris de pêche sur les plages et dans les colonies d'oiseaux marins de la station de recherche de Bird Island (Barnes et al., 2009); les particules de plastique sont ingérées par 12 espèces d'oiseaux marins, la plupart en association avec l'albatros hurleur et l'albatros à tête grise, et récemment chez les pingouins (Bessa et al., 2019); des contacts se sont produits entre des mammifères marins et des déchets marins, dont la plupart concernent des otaries à fourrure de l'Antarctique empêtrées dans des courroies d'emballage en plastique, des fils synthétiques et des filets de pêche; le nombre d'incidents a considérablement diminué depuis l'introduction, à la fin des années 1980, d'une législation interdisant l'élimination des matières plastiques dans les mers et visant à améliorer les mesures d'élimination des courroies d'emballage (Barnes et al., 2009).

^a Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 2354, n° 42279.

Tableau 2
Tendances des déchets marins dans différents lieux et composantes du milieu marin
 (compilation de données tirées de rapports et de la littérature scientifique)

Lieu	Compartiment/ espèces	Période (durée)	Méthodes	Tendances	Observation	Référence
Est du Groenland	Microplastiques ingérés [mergules nains (<i>Alle alle</i>)]	2005 et 2014	Prélèvement sur les oiseaux vivants dans les nids	Aucune tendance temporelle évidente		Amélineau et al., 2016
Est du Groenland	Microplastiques sous la surface	2005 et 2014	Filet WP-2, remorques verticales à - 50 m de la surface	Forte augmentation		Amélineau et al., 2016
Atlantique Nord/ cercle arctique, détroit de Fram	Grands fonds, deux stations à 2 500 m, 79-79° 35' nord	2002-2014	Caméra remorquée	Nette augmentation des densités de déchets et de l'abondance des matières plastiques de petite taille	Propagation possible de l'Europe vers l'Atlantique Nord et le bassin arctique	Tekman et al., 2017
Atlantique Nord-Est	78 plages	2001-2011	Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est; Protocole de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »	Aucune tendance à grande échelle	Hydrodynamique; facteurs liés au climat pour les changements locaux à court terme	Schulz et al., 2013
Atlantique Nord-Est (Fosse de Rockall)	Ingestion de microplastiques chez les invertébrés benthiques des grands fonds marins (> 2 000 m)	1976-2015	Traîneau épibenthique; chalut Agassiz	Aucune tendance entre l'abondance globale ou les types de polymères	Deux espèces	Courtene-Jones et al., 2019
Atlantique Nord	Flottant/sous la surface	1957-2016	Déchets piégés dans les enregistreurs continus de plancton remorqués, 16 725 remorques	Augmentation depuis 1957; aucune tendance depuis 2000; aucun changement dans les eaux arctiques	6,5 millions de milles marins	Ostle et al., 2019
Mer du Nord, eaux du Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord	Fonds marins, 17-150 stations/an	1992-2017	Système de classification de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »	Aucune tendance décelée	Unité : présence de plastique	Maes et al., 2018
Mer du Nord/ Pays-Bas	Oiseaux (fulmars, 973 échantillons échoués)	1979-2012	Protocole ordinaire à la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (masse et nombre)	Augmentation jusqu'au milieu des années 1990; stable au cours de la dernière décennie; diminution importante du nombre de granulés		Van Franeker et Lavender Law, 2015

Lieu	Compartiment/ espèces	Période (durée)	Méthodes	Tendances	Observation	Référence
Eaux de la mer d'Irlande	Cétacés (échoués et prises accessoires)	1990–2015	Contenu de l'estomac	Aucune tendance à l'ingestion de déchets et à l'enchevêtrement		Lusher, 2015
Mer Baltique	2 377 prises; 53 traversées	2012–2017	Directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »; campagnes de chalutage internationales dans la zone baltique	Augmentation des matières plastiques au cours des deux dernières années; aucune tendance pour les déchets de la pêche	Plastique (35 % des déchets)	Zablotski et Kraak, 2019
Mer Baltique	245 stations; microplastiques flottants; intégrés : hareng de l'Atlantique et sprat (814 échantillons)	1987–2015	Échantillons de plancton et chalutage, contenu de l'estomac	Aucune modification au niveau des microplastiques flottants ou ingérés		Beer et al., 2018
Gyre subtropical de l'Atlantique Nord	Microplastiques flottants	1986–2008	6 136 filets de surface Neuston, maille de 335 µm	Aucune tendance	Sea Education Association, échantillons de plancton archivés	Lavender Law et al., 2010
Gyre subtropical de l'Atlantique Nord	Déchets plastiques flottants (2 624 remorquages)	1987–2012	Filets de surface Neuston, maille de 335 µm	Aucun changement important dans les matières plastiques provenant des utilisateurs; diminution très marquée du nombre de matières plastiques d'origine industrielle	Extension des travaux de Lavender Law et al. (2010)	Van Franeker et Lavender Law, 2015
Nord-Est de la mer Adriatique	Fonds marins (67 stations)	2011–2016	Chalut à panneaux	Diminution du nombre total de déchets; aucune tendance pour le plastique	50 % du plastique est issu de la pêche ou de l'aquaculture	Strafella et al., 2019
France, Méditerranée	Fonds marins et canyons	1994–2017	Chalutage, 1 902 prélèvements, système de classification de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »	Pas d'augmentation régulière mais des niveaux plus élevés entre 1999 et 2001 et depuis 2012	La quantité de plastique peut aller jusqu'à 62 %	Gerigny et al., 2019
Espagne, Méditerranée	Plateaux des fonds marins, 1 323 prélèvements	2007–2017	Chalut, système de classification de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »	Aucune tendance temporelle; diminution en mer d'Alboran	Projet MEDITS	García-Rivera et al., 2018
Méditerranée orientale	Déchets ingérés; tortues de mer	1995–2016	Système de classification de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »	Légère diminution	195 échantillons	Domènech et al., 2019

Lieu	Compartiment/ espèces	Période (durée)	Méthodes	Tendances	Observation	Référence
Îles Baléares	Flottant	2005–2015	Bateaux de nettoyage en zone côtière et en haute mer	Aucune tendance (tous les types de débris); augmentation en été	Opérations de nettoyage	Compa et al., 2019
Sud du Brésil	Oiseaux (pétrel à menton blanc, 122 échantillons, échoués)	1990–2014	Contenu de l'estomac	Augmentation des fragments et morceaux; diminution des granulés vierges		Petry et Benemann, 2017
Gyre subtropical du Pacifique Nord	Microplastiques flottants	2001–2012	2 500 filets de surface Neuston, maille de 335 µm	Aucune tendance temporelle évidente	Variabilité spatiale et temporelle confondue	Lavender Law et al., 2014
Province chinoise de Taïwan	Déchets sur les plages (541 opérations de nettoyage)	2004–2016	Opérations de nettoyage	Aucune tendance temporelle	Données sur les opérations de nettoyage des côtes océaniques	Walther et al., 2018
Chine	Surveillance nationale, plages, surface et fonds marins	2011–2018	Protocoles de l'Administration océanique	Aucune tendance		Ministère de l'écologie et de l'environnement, Chine, 2019
Chine	23 sites (plages et eaux adjacentes; fonds marins et flottant)	2007–2014	Plan d'action du Pacifique du Nord-Ouest; Protocoles de l'Administration océanique	Aucune tendance claire	Pourcentage de plastique en augmentation dans les déchets des fonds marins	Zhou et al., 2016
Chili	Plages (toutes les côtes); 3 enquêtes, 69 plages	2006–2016	Science participative, catégories principales	Aucune tendance	Trois années d'échantillonnage	Hidalgo-Ruz et al., 2018
Équateur	Plages (26 sites)	2018–2020	Science participative (400 volontaires)	Aucune tendance	Une année d'échantillonnage	Gaibor et al., 2020

1.6. Conséquences pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

L'incidence la plus marquante de l'utilisation du plastique dans les produits et les emballages est la pollution marine (PNUE, 2014). Toutefois, il importe de souligner qu'il est difficile d'évaluer l'impact économique des déchets marins. D'après les chiffres de 2011, les coûts économiques du plastique marin par rapport au capital naturel marin sont estimés à un montant compris entre 3 300 et 33 000 dollars par tonne et par an (Beaumont et al., 2019). Alors que l'apport de plastique dans l'océan est limité dans les zones côtières européennes (Jambeck et al., 2015), les coûts estimés du nettoyage des déchets marins dans les zones côtières peuvent atteindre jusqu'à 630 millions d'euros par an (Crippa et al., 2019). Plus récemment (McIlgorm et al., 2020), les coûts économiques directs des déchets marins ont été multipliés par neuf entre 2009 et 2015, pour atteindre 10,8 milliards de dollars.

Outre les impacts indirects (c'est-à-dire les impacts sur la biodiversité et les écosystèmes), les déchets sur les plages constituent sans doute l'impact direct le plus visible et ont une incidence sur la valeur patrimoniale des zones côtières, ce qui peut se traduire par des dépenses de nettoyage (PNUE, 2019). Les dommages et les coûts pour les écosystèmes et les services marins doivent être pris en compte à l'avenir, bien que la compréhension des effets négatifs sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème marin demeure limitée.

Les déchets marins peuvent également entraîner une augmentation des coûts pour le secteur du transport maritime et des activités de loisir, y compris pour la navigation de plaisance de luxe (moteurs encrassés, hélices enchevêtrées, perte de production et coûts de réparation) (Hong et al., 2017). Les dommages et les coûts sociaux connexes s'étendent à d'autres secteurs, tels que l'aquaculture et la pêche. L'élimination de 10 % des casiers de pêche abandonnés permettrait à elle seule de générer des revenus supplémentaires estimés à 831 millions de dollars par an pour l'industrie

mondiale de la pêche aux crustacés (Scheld et al., 2016).

La plupart des microplastiques présents dans les organismes marins se trouvent dans leur système digestif, lequel n'est généralement pas consommé par l'homme, à l'exception des crustacés et des petits poissons, qui sont consommés dans leur intégralité. Outre les accidents et les blessures, rien ne prouve que les concentrations de microplastiques aient un impact négatif sur la santé des poissons et des crustacés ou sur les stocks commerciaux (Barboza et al., 2018). Les liens avec la santé humaine ne sont pas suffisamment pris en compte; le manque de connaissances est encore plus important s'agissant des nanoplastiques (< 1 micron), en particulier en ce qui concerne leur absorption et leur comportement (GESAMP, 2016; voir également chap. 8) et la manière dont ils peuvent franchir les barrières biologiques par différents mécanismes (Wright et Kelly, 2017). En l'absence de données pertinentes sur la toxicité, l'Autorité européenne de sécurité des aliments a conclu qu'il n'était actuellement pas possible d'évaluer le risque pour la santé humaine des nanoplastiques et des microplastiques (Groupe scientifique sur les contaminants de la chaîne alimentaire de l'Autorité européenne de sécurité des aliments, 2016). De plus, il semblerait que l'ingestion de fibres microplastiques par l'homme à travers la consommation de fruits de mer contaminés ne contribue que très légèrement à la contamination microplastique du panier alimentaire total (Catarino et al., 2018).

L'impact socioéconomique des déchets marins et le coût potentiel pour les secteurs et activités clés qui relèvent ou dépendent de l'environnement marin et côtier n'ont pas été bien évalués, ce qui a entraîné une mauvaise évaluation des valeurs des écosystèmes et l'externalisation des coûts de la pollution. Les approches visant à valoriser les déchets marins sont également peu connues. Il convient d'œuvrer à évaluer les coûts environnementaux et socioéconomiques des dommages causés par les déchets marins, et à analyser les avantages par rapport aux coûts des mesures de prévention et de réduction des déchets marins (voir tableau 3).

1.7. Pertinence par rapport aux objectifs de développement durable et à d'autres cadres

Des engagements mondiaux sur les déchets marins ont été pris dans le cadre de l'Assemblée générale et de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement (UNEA), ainsi que de la Convention sur la diversité biologique³, et dans les récentes déclarations du Groupe des Sept (plan de lutte contre les déchets marins) et du Groupe des 20 (plan d'action sur les déchets marins) (UNEA, 2019). En 2016, l'UNEA a adopté la résolution 2/11 sur la lutte contre les déchets plastiques et microplastiques dans le milieu marin⁴. En 2019, elle a publié des lignes directrices pour la surveillance et l'évaluation des déchets plastiques dans l'océan⁵.

Les déchets marins sont directement liés à l'objectif de développement durable n° 14 sur la conservation et l'exploitation durable des océans, des mers et des ressources marines aux fins du développement durable. La cible 14.1 est actuellement classée comme un indicateur de niveau III, pour lequel il n'existe pas de méthodologie ou de normes établies au niveau international (UNEA, 2019). Pour faire progresser les mesures de l'indicateur 14.1.1⁶, des méthodes plus harmonisées sont proposées en vue d'encourager l'élaboration et la mise en œuvre de programmes de surveillance régionaux ou mondiaux, et de faciliter la mise en commun des résultats. Les méthodes permettront de faire passer l'indicateur 14.1.1 du niveau III au niveau II (pour lequel il existe une méthodologie et des normes claires et bien établies sur le plan conceptuel, mais pas de données régulièrement élaborées).

Les microplastiques et les nanoplastiques sont également liés à l'objectif 12 sur l'établissement de modes de consommation et

de production durables. Il convient également de mentionner l'objectif 11, les déchets plastiques du milieu marin provenant également des déchets mal gérés des établissements urbains. Les déchets solides qui terminent dans l'océan sont directement liés à l'objectif 6, car les déchets en plastique et les microplastiques sont transportés par les eaux usées et les eaux pluviales mal gérées.

En 2019, le Groupe des Sept a passé en revue les activités en cours dans le cadre des conventions sur les mers régionales et a fixé des priorités pour les actions futures, assurant une coordination efficace par l'intermédiaire des organes des Nations Unies pour aborder la surveillance et les impacts et conséquences socioéconomiques sur la santé humaine et les biotes, ainsi que la participation de l'industrie dans l'élaboration et la mise en œuvre de réponses relatives à la gestion des déchets et à la prévention. Par ailleurs, dans le cadre de la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination⁷, les parties ont adopté des amendements aux annexes y relatives, afin de faire entrer certains déchets plastiques dans le champ d'application de la Convention, notamment pour lutter contre les impacts des matières plastiques sur le milieu marin⁸.

Parallèlement à de nombreux plans nationaux, les politiques interrégionales telles que la stratégie de l'Union européenne de 2018 sur les matières plastiques et ses diverses directives juridiquement contraignantes [la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » (2008/56/CE), la directive relative aux installations de réception portuaires (2019/883/UE) et la directive relative aux produits en plastique à usage unique (2019/904/UE)]⁹, constituent un bon exemple d'approches visant à lutter contre le problème des déchets

³ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1760, n° 30619.

⁴ Voir UNEA du PNUE, document UNEP/EA.2/Res.11.

⁵ GESAMP, Rapport et études n° 99.

⁶ Voir la résolution 71/313 de l'Assemblée générale, annexe.

⁷ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1673, n° 28911.

⁸ Voir PNUE, document UNEP-CHW.14-28. Voir également www.basel.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/COP14/tabid/7520/Default.aspx.

⁹ Voir <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0056>, <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2019/883/oj> et <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019L0904>.

marins. Ces politiques tiennent compte des principes de l'économie circulaire à travers la mise en œuvre de nombreuses mesures (par exemple, nouveaux matériaux, traitement des eaux usées, interdictions et responsabilité élargie des producteurs).

De nombreuses initiatives ont été lancées pour inclure l'action scientifique, politique, sociale et économique dans les projets, tant au niveau individuel qu'à l'échelle du système mondial. À titre d'exemple, le cours en ligne ouvert et gratuit sur les déchets marins¹⁰ vise à former un réseau mondial d'acteurs activement impliqués dans la lutte contre les déchets marins. De nouveaux outils, tels que les applications mobiles, permettent également aux citoyens d'enregistrer dans des bases de données scientifiques des données sur l'emplacement et le type de débris trouvés sur les côtes et les voies navigables. D'autres outils efficaces, tels que le Réseau européen d'observations et de données relatives au milieu marin (EMODnet), accessible au public¹¹, comprennent des cartes numériques des déchets, offrant ainsi un instrument complet pour la politique marine et la société dans son ensemble.

Plus de 60 pays ont pris certaines mesures d'interdiction et imposé des taxes pour réduire les déchets plastiques à usage unique (PNUE, 2018), souvent sans disposer de données, de mesures ou de mécanisme de suivi pour évaluer l'efficacité et les conséquences de ces mesures. Parmi lesdites mesures, on peut citer l'interdiction de certains objets (tels que les sacs en plastique), l'introduction de taxes ou de systèmes de consigne, et des accords volontaires au niveau de l'industrie.

Diverses mesures existantes ont déjà été mises en œuvre (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2016), notamment le marquage des engins, les mesures du ressort de l'État du port, la collecte à terre, le paiement des engins récupérés, l'amélioration de la localisation et de la déclaration des engins perdus, l'élimination et le recyclage, les solutions de rechange aux produits

plastiques à usage unique, en particulier les boîtes à poissons en polystyrène, ainsi que des programmes de sensibilisation.

Conformément à la Convention internationale de 1973 pour la prévention de la pollution par les navires, telle que modifiée par le Protocole de 1978 y relatif¹², les efforts déployés pour lutter contre le problème des déchets marins comprennent la mise en place d'une base de données sur les installations de réception portuaires en tant que module du Système mondial intégré de renseignements maritimes de l'Organisation maritime internationale (OMI).

1.8. Perspectives

La gestion de la pollution par les déchets marins est exceptionnellement complexe et nécessite une approche intégrée englobant la science, la législation, l'économie, la connaissance des océans, l'éducation, la participation sociale et la coopération internationale en matière de renforcement des capacités et de transfert de technologies, ainsi qu'un soutien technique et financier à de multiples niveaux (mondial, régional et local), en raison de la diversité des acteurs, des sources, des matériaux, des aspects socioéconomiques et des cadres réglementaires concernés. En l'absence d'amélioration des politiques internationales et de mobilisation, la pollution plastique ne fera que s'aggraver (Jambeck et al., 2015). Si les modes de consommation et les pratiques de gestion des déchets actuels ne s'améliorent pas, la quantité de déchets plastiques dans les décharges et dans l'environnement naturel devrait atteindre 12 milliards de tonnes d'ici à 2050 (Geyer et al., 2017). Les conséquences ne seront pas seulement économiques, et l'impact environnemental sera considérable.

De multiples solutions existent pour faire face aux niveaux critiques de déchets marins; certaines comprennent des approches pour traiter le problème, mais elles ne sont pas toutes applicables ou soutenues par tous les pays, et

¹⁰ Voir <https://sustainablehighereducation.com/2019/03/22/mooc2019>.

¹¹ Voir www.emodnet-bathymetry.eu/approach.

¹² Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1340, n° 22484.

d'autres ne tiennent pas compte des impacts négatifs. Parmi ces solutions, on peut citer la réduction de la consommation de plastique, le soutien à l'éco-conception et à l'innovation (en particulier la recherche sur les questions relatives aux matières plastiques en fin de vie et les solutions de remplacement), l'utilisation efficace des ressources et une meilleure gestion des déchets et de l'eau, des objectifs de recyclage à long terme, efficaces et viables pour les déchets municipaux, les emballages et les déchets plastiques, le recours accru aux instruments politiques et aux mesures de contrôle, notamment les incitations, les taxes et autres mesures réglementaires, telles que les interdictions ou les régimes de responsabilité élargie des producteurs, et l'adoption d'initiatives de reconditionnement ainsi que la coordination des investissements dans le secteur des déchets (Ten Brink et al., 2018). Une réglementation et une supervision strictes du commerce mondial des déchets, en particulier des déchets plastiques, sont également nécessaires.

Par ailleurs, la pollution plastique est une porte d'entrée pour une éducation environnementale efficace. Le défi consiste à changer la perception et la compréhension du problème par les populations, afin que celles-ci considèrent la pollution plastique comme un vecteur d'éducation, de sensibilisation et de prise de conscience vis-à-vis de l'environnement, ainsi qu'à trouver des stratégies potentielles pour surmonter les obstacles politiques, économiques et culturels. Dans le contexte de la science des déchets marins, les objectifs poursuivis peuvent être inscrits dans l'action politique et, ainsi, encourager davantage les citoyens à agir (GESAMP, 2019).

1.9. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Dans le cas des microplastiques, les principales lacunes en matière de connaissances concernent la quantification des microplastiques dans l'environnement marin à l'aide de méthodes normalisées et d'informations sur la façon dont le plastique se dégrade dans

diverses composantes du milieu marin, et sur la présence et l'impact des nanoplastiques. Des recherches plus approfondies sont nécessaires pour étudier le rôle des débris de plastique en tant que vecteur de transport des agents pathogènes, la résistance aux antibiotiques, aux produits chimiques et aux biotoxines, ainsi que le potentiel de dispersion des maladies au sein de la vie marine et chez les populations humaines. Enfin, dans de nombreux pays, l'absence de contrôle national et régional approprié des quantités et des impacts des déchets marins, y compris les matières plastiques, constitue un obstacle majeur à la résolution du problème et à l'évaluation de l'efficacité des mesures déjà adoptées.

Des programmes récents (dans le cadre de l'Organisation de recherche scientifique et industrielle du Commonwealth de l'Université de Baltimore et de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin ») ont été conçus en vue de répondre à certaines des questions scientifiques concernant les facteurs qui régissent la répartition des déchets terrestres et la quantité de déchets qui se déversent dans la mer. Les résultats de ces initiatives devraient inclure des estimations fondées sur des données concernant les taux de déperdition dans la mer et aider les pays à comprendre où cibler leurs interventions de façon à empêcher les débris de pénétrer dans l'océan. Les différentes méthodes mises au point pour mesurer l'ampleur des déperditions de matières plastiques dans les cours d'eau et les océans, qu'elles proviennent de déchets mal gérés ou qu'elles se présentent sous la forme de microplastiques, supposent d'harmoniser les différentes approches.

Plus important encore, les infrastructures et les politiques de recyclage et de gestion des eaux usées et des déchets solides sont insuffisantes (PNUE, 2017). En outre, et bien que des parties prenantes illégales puissent être actives dans le ramassage et le recyclage de déchets solides, la législation est peu efficace et il existe de fortes disparités entre les pays où les secteurs informels, la fabrication illégale et les marchés noirs limitent la mise en œuvre de mesures de réduction en matière d'utilisation, de gestion et de prévention des déchets

(PNUE, 2019). Tous les acteurs concernés s'accordent toutefois sur la mise en œuvre de modèles de production et de consommation plus durables, y compris l'économie circulaire, qui vise à éliminer les déchets et l'utilisation continue des ressources en encourageant la réutilisation, le partage, la réparation, la refabrication et le recyclage pour créer un système en circuit fermé. Les récentes mesures prises par l'UNEA lors de sa quatrième session (2019) appuient fermement cette approche au moyen de résolutions sur la consommation, la production et les pratiques commerciales durables, la gestion des déchets et les produits plastiques à usage unique.

Parmi les autres lacunes figurent les mises en application défectueuses, la collecte séparée, les fortes disparités régionales entre les zones urbaines et rurales, ainsi que la mauvaise gestion des eaux pluviales. Les mesures essentielles portent notamment sur la sécurisation des décharges, le développement de la gestion des déchets portuaires, la promotion des

bonnes pratiques pour le secteur de la pêche et l'amélioration du transport maritime, afin de limiter les pertes de conteneurs ou les déversements de microplastiques primaires.

Compte tenu du fait que la réduction de la consommation de plastique devrait entraîner une réduction de la production de déchets plastiques, les obstacles à la lutte contre les déchets marins et les microplastiques peuvent être liés à des modes de consommation et de production non durables. Il est nécessaire de coopérer avec le secteur privé et l'industrie pour favoriser la transition vers des solutions durables. L'absence d'incitations économiques peut être l'une des raisons sous-jacentes aux difficultés rencontrées s'agissant du changement des comportements. Enfin, la conception de produits et de procédés chimiques qui réduisent ou éliminent l'utilisation ou la production de substances dangereuses présente un intérêt particulier pour les producteurs et les utilisateurs de plastique (voir tableau 4).

Tableau 4
Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Lacunes en matière de connaissances
Connaissances incomplètes sur les causes profondes des déchets marins. Les travaux de recherche ne se concentrent pas sur les sources et le devenir de la pollution plastique.
Les méthodes comptables et les outils analytiques précis pour les microplastiques et les nanoplastiques sont limités en termes de débit, de seuils de détection, de précision et de qualité.
L'identification des polymères est complexe et longue pour les particules de la gamme μm .
Connaissances scientifiques parcellaires (ampleur de la pollution plastique, microplastiques, base scientifique et technique de la surveillance, coordination des données, toxicité des déchets plastiques, évaluation des risques et devenir).
Effets inconnus sur la santé humaine de l'ingestion de fruits de mer contaminés par du plastique.
Peu de connaissances sur la contribution et les impacts des engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés, et des déchets marins liés à l'aquaculture.
Les connaissances restent limitées en matière de dégradation des matières plastiques et de lixiviation des additifs ou d'autres classes chimiques dans différents milieux.
La portée et la granularité des modèles de calcul ne sont pas suffisamment développées.
Lacunes en matière de connaissances concernant les impacts économiques des matières plastiques sur la pêche, le tourisme et le transport maritime. Les liens entre les flux de déchets marins et l'économie régionale sont mal compris.
Il convient d'étudier de manière plus approfondie l'impact des déchets plastiques marins sur les changements climatiques causés par des phénomènes extrêmes et le rejet éventuel d'émissions, ou par la limitation de la capacité de l'océan à agir comme un puits de carbone.
La responsabilité élargie des producteurs est difficile à mettre en œuvre dans certains pays, notamment les pays archipels.
Manque de sensibilisation du public, changement de comportement et modèles d'économie circulaire, avec des disparités entre les pays en termes de niveaux d'éducation.

Lacunes en matière de renforcement des capacités

Surveillance inexistante dans de nombreuses régions du monde.

Difficultés techniques pour localiser les zones d'accumulation et certains types de déchets (engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés).

Lacunes technologiques (c'est-à-dire insuffisances des infrastructures de gestion des déchets). Des politiques solides doivent tenir compte de la gestion des déchets efficace et durable sur le plan environnemental, de la capacité de recyclage et de la substitution des matériaux.

Les méthodes d'évaluation économique doivent intégrer les coûts du plastique sur l'environnement.

Absence de prise de décision intégrée à différents niveaux et de coordination dans l'établissement et la mise en œuvre des programmes, y compris les mesures qui ciblent les priorités régionales.

Faible application des mesures.

Des infrastructures ou des politiques de traitement des déchets insuffisantes ou inefficaces; une gestion des déchets inexistante dans de nombreuses régions du monde.

Fortes disparités régionales entre zones urbaines et zones rurales.

Mauvaise gestion des eaux pluviales.

Les infrastructures de ramassage, de gestion, de recyclage et de réception portuaire des déchets sont inadéquates.

Le recyclage doit être amélioré.

La collaboration et la coordination avec le secteur privé et l'industrie sont nécessaires pour réduire et transformer la production, la demande et la consommation de plastique.

La sensibilisation, l'information et l'éducation doivent être améliorées.

2. Immersion dans la mer, y compris les déchets des navires et les boues d'épuration

2.1. Introduction

L'immersion désigne toute élimination délibérée de déchets ou d'autres matières provenant de navires, d'aéronefs, de plateformes ou d'autres structures artificielles en mer, conformément à l'article 1, paragraphe 5 a) i), de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer¹³, à la Convention de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets (Convention de Londres) et au Protocole de Londres de 1996 y relatif.

L'immersion en mer de substances telles que les matériaux de dragage, les boues d'épuration, les déchets industriels, les déchets de poisson, les rejets des navires et des structures artificielles, les produits chimiques organiques et inorganiques, les matières radioactives, les explosifs de guerre et les produits chimiques

militaires ont eu un impact sur les écosystèmes marins et créé des défis environnementaux [Commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR), 2010b; OMI, 2018]. Outre la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, pour faire face aux défis environnementaux résultant de l'immersion de déchets, la Convention de Londres et le Protocole de Londres prévoient des dispositions visant à contrôler l'immersion et l'incinération non réglementées des déchets en mer. Ces exigences réglementaires ont été modifiées à plusieurs reprises (OMI, 2018). De plus, de nombreux pays ont élaboré des initiatives et des approches régionales pour contrôler et évaluer les activités d'immersion de déchets. Des initiatives ont également été prises dans le cadre de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants¹⁴ et de la

¹³ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

¹⁴ *Ibid.*, vol. 2256, n° 40214.

Convention de Bâle¹⁵ pour traiter la question du contrôle des mouvements transfrontaliers de déchets dangereux et de leur élimination, ainsi que pour protéger la santé humaine et l'environnement des polluants organiques persistants.

2.2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan

Le chapitre 24 de la première Évaluation, relatif à l'évacuation des déchets solides (Nations Unies, 2017b), a décrit le système réglementaire relatif à l'immersion de déchets, ainsi que des étapes internationales importantes, telles que l'adoption de la Convention de Londres et du Protocole de Londres. Un aperçu des techniques réglementaires et des flux de déchets couverts par les deux instruments a été fourni, et des efforts ont été déployés pour comprendre la quantité et la nature des déchets et autres matières immergés. L'Évaluation a également fait ressortir des préoccupations concernant la sous-déclaration par de nombreuses Parties contractantes à la Convention de Londres et au Protocole de Londres, ce qui a entraîné des difficultés pour dresser un tableau précis permettant d'évaluer la mise en œuvre du régime et de comprendre l'état des immersions de déchets.

2.3. Changements dans l'état de l'immersion dans la mer

Le Protocole de Londres interdit toute immersion de déchets, à l'exception d'un nombre limité de catégories telles que : a) les déblais de dragage; b) les boues d'épuration; c) les déchets de poisson ou les matières résultant d'opérations de transformation industrielle du poisson; d) les navires et plateformes ou autres structures artificielles en mer; e) les

matières géologiques inertes et inorganiques; f) les matières organiques d'origine naturelle; g) les objets encombrants composés principalement de fer, d'acier, de béton et de matières similaires non nocives pour lesquelles la préoccupation est liée à l'impact physique; et h) la séquestration des flux de CO₂ dans des formations géologiques du sous-sol marin (OMI, 2018).

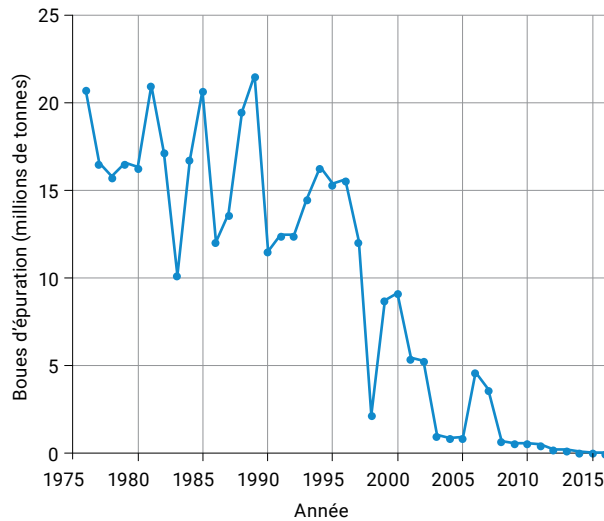
L'évolution de la situation générale en matière d'immersion de déchets peut être comprise à travers une analyse des données publiées sur les immersions de déchets et les autorisations délivrées en vertu de la Convention de Londres et du Protocole de Londres (OMI, 2019). Les sections ci-après donnent un aperçu de chacune des catégories d'immersion de déchets solides.

2.3.1. Immersion des boues d'épuration

L'immersion des boues d'épuration a des incidences sur la qualité des sédiments, les assemblages benthiques, la faune et la flore aquatiques et, en général, sur l'ensemble de l'écosystème marin. Les charges excessives de nutriments provenant des rejets d'eaux usées peuvent entraîner une réduction du niveau d'oxygène dans l'eau, provoquer la mortalité de la vie marine et détruire des habitats et des écosystèmes tout entiers (voir chap. 10). Au total, 13 Parties contractantes ont fait état de l'élimination de boues d'épuration pour la période comprise entre 1976 et 2016, représentant un volume total de 393 x 10⁶ tonnes (OMI, 2019). La figure III montre que l'immersion a considérablement diminué, si bien que de nombreuses Parties contractantes interdisent cette activité et que très peu d'entre elles signalent des opérations de rejet en mer. Alors qu'en 2011, un total de 0,6 million de tonnes a été immergé, cette quantité a chuté pour atteindre seulement 0,00041 million de tonnes en 2016.

¹⁵ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1673, n° 28911.

Figure III
Quantité de boues d'épuration immergées



Source : OMI (2019).

En 2016, l'OMI a publié un rapport sur l'état actuel des connaissances concernant les déchets marins immergés en mer dans le cadre de la Convention de Londres et du Protocole de Londres. Elle a cherché à déterminer si les boues d'épuration ou les matériaux de dragage contenaient des déchets marins, en fonction des types, des propriétés et des quantités de déchets. Elle a conclu qu'une telle évaluation était difficile à l'époque en raison d'un manque général de données, de variations dans la méthodologie et la communication des données, et de l'absence d'échantillonnage systématique dans l'espace et dans le temps (OMI, 2016a).

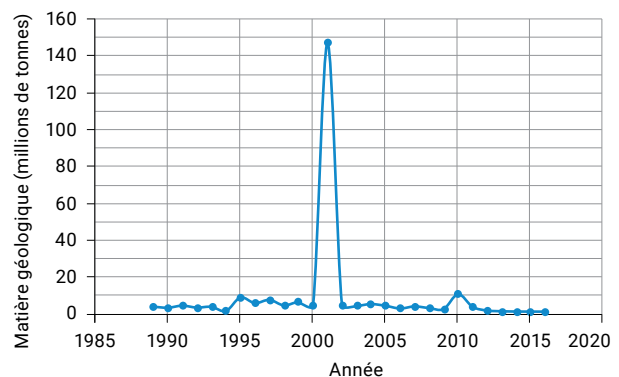
2.3.2. Élimination des navires en mer

Au total, 22 Parties contractantes à la Convention de Londres et au Protocole de Londres ont déclaré avoir éliminé 758 navires entre 1976 et 2010 (OMI, 2016a). Certains des navires ont été éliminés pour créer des récifs (Hess et al., 2001); dans d'autres cas, les Parties contractantes n'ont autorisé l'immersion des navires que lorsqu'il n'existait aucune solution d'élimination à terre et que les navires étaient immergés dans des eaux plus profondes, et non dans le but de créer des récifs. Les autres vecteurs d'élimination à partir des navires comprennent le matériel destiné aux expériences scientifiques (OMI, 2016b).

2.3.3. Immersion de déchets organiques et inorganiques

Les déchets organiques et inorganiques sont depuis longtemps éliminés en mer, principalement chargés à partir de la terre et transportés au large des côtes pour être éliminés depuis des navires et des plateformes. De nombreux pays continuent à utiliser l'océan comme un dépôt permanent pour certains déchets produits sur leur territoire. Au total, 15 Parties contractantes à la Convention de Londres et au Protocole de Londres ont déclaré avoir rejeté en mer des matériaux géologiques inertes et inorganiques entre 1983 et 2010, représentant un volume total de $315\,227 \times 10^6$ tonnes (OMI, 2016a). En 2011, 382 248 millions de tonnes ont été immergées; en 2013, 1 453 725 millions de tonnes; et en 2016, 1 229 620 millions de tonnes (voir figure IV).

Figure IV
Quantité de matière géologique inerte et inorganique autorisée



Source : OMI (2019).

En outre, 17 Parties contractantes à la Convention de Londres et au Protocole de Londres ont déclaré avoir rejeté en mer des matières organiques d'origine naturelle entre 1977 et 2010, représentant un volume total de $37\,628 \times 10^6$ tonnes (OMI, 2016a), y compris des cargaisons avariées (constituées de matières organiques d'origine naturelle). Entre 2003 et 2010, sept Parties contractantes ont déclaré avoir rejeté en mer des cargaisons endommagées ($31\,833 \times 10^6$ tonnes au total) (OMI, 2016a).

2.3.4. Immersion de déchets industriels et de produits chimiques de guerre

Au total, 23 Parties contractantes ont fait état de l'élimination de déchets industriels en mer entre 1976 et 1995 (232 x 10⁶ tonnes), y compris des navires mis à la ferraille, des déchets d'explosifs dans du béton, des boues, des déchets acides ou alcalins, des déchets de l'industrie bovine, de la poussière de verre, des poussières industrielles, de la céramique, des munitions, des tuyaux en béton, des gravats de démolition, de l'hydrosulfite de sodium, des boues contenant des métaux lourds et des fluorures, des déchets de production d'oxyde de titane, des déchets de production de chlorophénol, des déchets de production de chromate, de la poudre à canon, des cendres volantes, des déchets de fermentation et des déchets d'extraction de potassium (OMI, 2019).

Les explosifs de guerre et les produits chimiques militaires immergés en mer depuis la Première Guerre mondiale présentent toujours des risques importants pour l'écosystème marin et pour les différents utilisateurs de la mer (voir figure V). En général, les échantillons environnementaux font état de faibles concentrations de composés de munitions dans l'eau et les sédiments (de l'ordre du ng/l et du µg/kg respectivement), et le risque écologique semble être relativement faible (Commission d'Helsinki, 2013; OSPAR, 2010a). Néanmoins, une étude récente révèle la possibilité d'effets génétiques et métaboliques sublétaux dans les organismes aquatiques (Beck et al., 2018).

En outre, la capture de munitions dans les filets de pêche, l'interaction d'explosifs avec les infrastructures sous-marines ou les installations en mer, ainsi que les matériaux connexes flottant à la surface peuvent entraîner des brûlures ou des explosions accidentelles (OSPAR, 2010a).

2.3.5. Incinération en mer

L'incinération en mer s'entend de l'élimination des déchets en mer à l'aide de navires incinérateurs spécialement conçus à cet effet, moyennant la combustion de composés organochlorés et d'autres déchets toxiques difficiles à éliminer. Si les amendements à la Convention

de Londres, entrés en vigueur en 1994, interdisent l'incinération en mer des déchets industriels, cette pratique n'a pris fin que dans les années 2000 (OMI, 2016a).

Figure V
Répartition mondiale des sites marins documentés abritant des munitions immergées en mer



Source : Répartition mondiale des sites marins documentés abritant des munitions immergées en mer, établie par le James Martin Center for Nonproliferation Studies de l'Institut d'études internationales de Monterey (www.nonproliferation.org/chemical-weapon-munitions-dumped-at-sea).

2.4. Facteurs associés aux changements

La présente section couvre divers facteurs qui ont conduit à des changements dans les pratiques d'immersion, à savoir : a) les facteurs qui ont déclenché une augmentation des activités d'immersion dans le passé; et b) les mesures soutenues prises pour atténuer un problème environnemental d'une telle ampleur. Pendant des siècles, les populations ont rejeté leurs déchets dans l'océan et les mers, en supposant qu'il s'agissait de lieux d'immersion pratiques et sûrs pour éviter la pollution terrestre. Des facteurs tels que l'ignorance, la négligence et l'absence de systèmes d'élimination des déchets appropriés ont joué un rôle important dans les pratiques d'immersion de déchets nuisibles, tout comme l'absence de réglementation et de contrôle rigoureux.

L'amélioration des connaissances scientifiques, la sensibilisation des communautés scientifiques et la participation accrue des pouvoirs publics, ainsi que la préoccupation croissante à l'échelle mondiale, ont fait apparaître la nécessité de disposer d'instruments

internationaux pour réglementer l'immersion des déchets dans l'océan (OMI, 2018). Outre la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, les mesures réglementaires prises dans le cadre de la Convention de Londres et du Protocole de Londres ont été des facteurs importants dans l'amélioration de la situation en matière d'immersion.

Des lignes directrices génériques et complètes ont été élaborées pour tous les déchets susceptibles d'être immergés en mer (OSPAR, 2016; OMI, 2018). De plus, des orientations sur l'application du Protocole de Londres au niveau national ont été établies et mises à jour; elles donnent un aperçu des types d'actions que les États devraient envisager sur le plan national. Compte tenu des problèmes de sous-déclaration mis en évidence dans la première Évaluation, les Parties contractantes au Protocole de Londres et à la Convention de Londres ont pris des mesures supplémentaires pour remédier à la situation, notamment en adoptant un plan stratégique (OMI, 2019).

2.5. Impacts des changements sur les autres composantes du système marin et interactions avec celles-ci

Les impacts des matériaux rejetés dans l'écosystème marin sont au cœur de la question de l'immersion des déchets solides à l'échelle mondiale. En raison de la nature dynamique de l'océan, déterminer ce que deviennent les divers matériaux immergés est un véritable défi. En outre, en raison de l'existence de différentes sources de pollution et de la complexité associée à la recherche de contaminants spécifiques, il est difficile de déterminer le degré de contribution de l'immersion de déchets dans les mers aux effets et impacts écologiques observés. En général, les effets de l'immersion dépendent du type, de la quantité et de la qualité des déchets, ainsi que des caractéristiques des zones océaniques touchées. De plus, la durée de la période pendant laquelle les immersions ont été pratiquées contribue aux effets écologiques. Pour comprendre la dynamique, il est nécessaire de mesurer les impacts possibles des principales catégories de déchets sur les composantes marines,

ainsi que la manière dont les changements dans les pratiques d'immersion atténuent les problèmes (OMI, 2018).

L'immersion de déchets solides dans l'océan et les mers peut avoir des impacts variés sur l'écosystème marin, la faune et la flore, ainsi que sur les êtres humains qui dépendent des sources d'eau salée. Il peut s'agir d'une pollution chimique (voir chap. 11), d'une pollution par les nutriments et l'eutrophisation (voir chap. 10), de la dégradation de la qualité de l'eau, de l'appauvrissement des niveaux d'oxygène dans l'eau, de l'étouffement des organismes marins, de la diminution de la végétation submergée, de l'empoisonnement et de la mort des plantes et des animaux océaniques, ou bien encore des risques pour la santé humaine. Bien qu'il existe différents chemins des polluants et sources associées, les activités d'immersion de déchets solides ont leur part de responsabilité dans la charge qui pèse sur les océans et les mers (OMI, 2018).

2.6. Conséquences écosystémiques et socioéconomiques des changements continus du système

Dans l'océan, les changements non souhaités entre états de l'écosystème sont causés par la combinaison de forces externes qui ont un impact sur le système et sur sa résilience interne. Lorsque la résilience diminue, l'écosystème devient vulnérable et, par conséquent, des phénomènes externes de moindre importance peuvent provoquer des changements. Ainsi, les actions anthropiques entraînant des perturbations augmentent la probabilité de changements de régime non souhaités (Scheffer et al., 2001).

Les connaissances sur les conséquences socioéconomiques sont limitées, tout comme celles sur les conséquences d'un changement continu du système. Les changements d'état de l'écosystème peuvent entraîner des pertes importantes en termes de ressources écologiques et économiques. Le rétablissement d'un état souhaité peut dépendre de la dégradation affectant le système et nécessiter une intervention drastique et coûteuse. Selon une estimation, le retrait des déchets présents

dans les flux d'eaux usées en Afrique du Sud coûterait environ 279 millions de dollars par an (Lane et al., 2007). En ce qui concerne les autres activités d'immersion, il existe des lacunes importantes en matière de connaissances des conséquences socioéconomiques et des instruments de marché.

2.7. Pertinence par rapport aux objectifs de développement durable

La question de l'immersion de déchets est étroitement liée à l'objectif de développement durable n° 14, en particulier aux cibles 14.1 et 14.c. Dans le contexte du présent chapitre, les cibles pertinents de l'objectif n° 14 sont également liées à l'objectif n° 12, qui vise à établir des modes de consommation et de production durables, ainsi qu'à l'objectif n° 11, qui vise à faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables. Un travail considérable a été entrepris pour soutenir davantage l'intégration des objectifs entre les secteurs, ce qui peut avoir des répercussions sur les activités d'immersion de déchets dans la mer. Plus particulièrement, le Partenariat mondial sur la gestion des déchets (PNUE, 2010) constitue un lien important de convergence et d'intégration, notamment en raison de ses six domaines thématiques tels que la gestion intégrée des déchets, les déchets marins et la réduction des déchets. Conformément à la Convention de Londres, les efforts pour traiter les déchets marins comprennent le développement d'une base de données sur les installations de réception portuaires en tant que module du Système mondial intégré de renseignements maritimes de l'OMI.

2.8. Perspectives

Les facteurs de changement en matière d'immersion sont associés aux modifications des modèles de production et de consommation des matériaux qui sont actuellement immergés dans l'océan. La Convention de Londres et le Protocole de Londres couvrent des flux de déchets différents et distincts, mais chaque flux est associé à des industries différentes et

à des facteurs distincts pouvant entraîner des changements. Par conséquent, l'évolution des modes de production et de consommation doit inclure des acteurs issus de diverses industries.

Le plan stratégique, adopté en 2016 lors de la trente-huitième réunion consultative des Parties contractantes à la Convention de Londres et de la onzième réunion des Parties contractantes au Protocole de Londres, donne quelques indications sur l'évolution à court et moyen terme en matière d'immersion (OMI, 2018). Le plan définit quatre orientations stratégiques. La première vise à promouvoir la ratification du Protocole de Londres ou l'adhésion à celui-ci, et définit un objectif d'augmentation substantielle du taux annuel de nouvelles ratifications ou adhésions. La deuxième orientation stratégique vise à renforcer la mise en œuvre efficace du Protocole de Londres et de la Convention de Londres en apportant une assistance et un appui techniques aux Parties contractantes, en élaborant des orientations et des mesures destinées à appuyer la mise en œuvre (ces dernières visent notamment à pallier les obstacles réglementaires, scientifiques et techniques) et, enfin, en encourageant et en favorisant un meilleur respect des dispositions, notamment à travers la communication d'informations, ainsi que la participation des Parties contractantes aux travaux relatifs aux deux instruments. Les troisième et quatrième orientations stratégiques visent respectivement à promouvoir les travaux du Protocole de Londres et de la Convention de Londres et à identifier et traiter les questions émergentes liées au milieu marin dans le cadre des deux instruments. À cette fin, plusieurs objectifs graduels ont été établis. Ils prévoient notamment que, d'ici à 2030, 100 % des Parties contractantes devront remplir leurs obligations en matière de communication d'informations et disposer d'une autorité nationale et d'une autorité législative ou réglementaire adaptée aux fins de l'application de la Convention de Londres et du Protocole de Londres.

Les futurs objectifs de la Convention de Londres et du Protocole de Londres prévoient la réglementation de la fertilisation des océans et de la géo-ingénierie, ainsi que l'examen des impacts des nouvelles technologies de

« géo-ingénierie » marine. D'autres travaux sont attendus au titre d'une collaboration entre l'OMI (dans le cadre du Protocole de Londres), l'ONU et le GESAMP concernant les résidus miniers, la destruction ou la restauration des habitats et les déchets marins, afin de combler les lacunes du cadre juridique international. En outre, un système de déclaration en ligne facile d'utilisation et une base de données seront mis en place, et les activités de suivi seront examinées. Enfin, les effets environnementaux à long terme des munitions chimiques immergées en mer dans le passé seront examinés.

2.9. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Depuis l'adoption de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, de la Convention de Londres et du Protocole de Londres, des réglementations relatives à l'évacuation des déchets solides en mer ont été introduites par les États côtiers, et d'importants progrès ont été réalisés (OMI, 2018). Toutefois, en raison de la sous-déclaration substantielle de nombreuses Parties contractantes et du manque de données publiées, il est difficile de suivre la mise en œuvre et de comprendre l'ampleur actuelle du défi à relever.

Le manque de connaissances porte sur les éléments suivants :

- L'ampleur des impacts des navires en plastique renforcé de fibres immergés;
- Les impacts socioéconomiques de tous les flux de déchets dont la mise en décharge est autorisée, y compris les effets à long terme des activités d'immersion;
- La compréhension des impacts des politiques pertinentes sur les activités d'immersion et les incidences sur le milieu marin (par exemple, les politiques en matière de déchets);

- La compréhension de l'étendue et de l'impact des déchets marins;
- La compréhension des effets cumulatifs des activités d'immersion actuelles et passées et de la pollution actuelle provenant d'autres sources.

Les lacunes en matière de renforcement des capacités portent sur les éléments suivants :

- La surveillance des activités d'immersion (et la communication d'informations);
- La compréhension des impacts des activités terrestres sur la quantité de flux de déchets immergés dans l'océan;
- Les nouvelles techniques de gestion des risques liés aux munitions immergées, le développement de lignes directrices sur les contacts avec des munitions (par exemple à l'intention des personnes travaillant dans l'industrie de la pêche), les techniques pour les retirer en toute sécurité et le suivi des effets possibles des munitions immergées;
- Le développement d'alternatives durables à l'immersion en mer ou la prévention de la nécessité d'immerger des déchets en modifiant les modes de production.

Si l'immersion de la plupart des flux de déchets autorisés a été considérablement réduite, d'autres flux de déchets pourraient augmenter. Les régions reculées sont de plus en plus connectées; ainsi, les décisions de consommation, de production et de gouvernance influencent les flux de matériaux, de déchets, d'énergie et d'informations dans d'autres pays, ce qui peut entraîner des gains économiques globaux en même temps qu'un déplacement des coûts économiques et environnementaux. Plus de 60 % des infrastructures urbaines qui devraient voir le jour d'ici à 2050 n'étant pas encore construites, il est essentiel de comprendre le rôle des activités d'immersion des déchets dans la construction et le développement urbains. Les impacts de ces activités sur l'environnement marin doivent être pris en compte.

Références

- Abayomi, Oyebamiji, and others (2017). Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 124, No. 1, pp. 181–188. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.011>.
- Addamo, A.M., and others (2017). *Top Marine Beach Litter Items in Europe*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. ISBN 978-92-79-87711-7. <http://doi.org/10.2760/496717>.
- Amélineau, Françoise, and others (2016). Microplastic pollution in the Greenland Sea: background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. *Environmental Pollution*, vol. 219, pp. 1131–1139.
- Arias-Andrés, María, and others (2018). Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, vol. 237, pp. 253–261.
- Arossa, Silvia, and others (2019). Microplastic removal by Red Sea giant clam (*Tridacna maxima*). *Environmental Pollution*, vol. 252, part. B.
- Barboza, Luís Gabriel Antão, and others (2018). Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 133, pp. 336–348.
- Barnes, David K.A., and others (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, No. 1526, pp. 1985–1998.
- Barrows, Abigail, and others (2018). Marine environment microfiber contamination: global patterns and the diversity of microparticle origins. *Environmental Pollution*, vol. 237, pp. 275–284.
- Beaumont, Nicola J., and others (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 142, pp. 189–195.
- Beck, Aaron J., and others (2018). Spread, behavior, and ecosystem consequences of conventional munitions compounds in coastal marine waters. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 141.
- Beer, Sabrina, and others (2018). No increase in marine microplastic concentration over the last three decades: a case study from the Baltic Sea. *Science of the Total Environment*, vol. 621, pp. 1272–1279.
- Bessa, Filipa, and others (2019). Microplastics in gentoo penguins from the Antarctic region. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 14191. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50621-2>.
- Brandon, Jennifer A., and others (2019). Multidecadal increase in plastic particles in coastal ocean sediments. *Science Advances*, vol. 5, No. 9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0587>.
- Carlton, James T., and others (2017). Tsunami-driven rafting: transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. *Science*, vol. 357, No. 6358, pp. 1402–1406.
- Catarino, A.I., and others (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution*, vol. 237, pp. 675–684.
- Chiba, Sanae and others (2018). Human footprint in the abyss: 30-year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, vol. 96, pp. 204–212.
- Cincinelli, Alessandra, and others (2017). Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): occurrence, distribution and characterization by FTIR. *Chemosphere*, vol. 175, pp. 391–400.
- Claro, Françoise, and others (2019). Tools and constraints in monitoring interactions between marine litter and megafauna: Insights from case studies around the world. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 147–160.
- Collignon, Amandine, and others (2012). Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, No. 4, pp. 861–864. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.011>.

- Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR) (2010a). *Overview of Past Dumping at Sea of Chemical Weapons and Munitions in the OSPAR Maritime Area: 2010 Update*. London.
- _____ (2010b). Quantities of dredged material dumped. In *Quality Status Report 2010*. https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00433_supplements/p00433_suppl_3_total_annual_amounts.pdf.
- _____ (2016). OSPAR annual report on dumping and placement of wastes or other matter at sea in 2014. Environmental Impacts of Human Activities Series.
- _____ (2017). *Marine Litter chapter*. OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/marine-litter>.
- Compa, Montserrat, and others (2019). Spatio-temporal monitoring of coastal floating marine debris in the Balearic Islands from sea-cleaning boats. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 205–214.
- Courtene-Jones, Winnie, and others (2019). Consistent microplastic ingestion by deep-sea invertebrates over the last four decades (1976–2015), a study from the North East Atlantic. *Environmental Pollution*, vol. 244, pp. 503–512.
- Cózar A., and others (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 111, No. 28, pp. 10239–10244.
- Cózar, A., and others (2017). The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the Thermohaline Circulation. *Science Advances*, vol. 3, No. 4, p. e1600582.
- Crippa, Maurizio, and others (2019). *A Circular Economy for Plastics: Insights from Research and Innovation to Inform Policy and Funding Decisions*. M.D. Smet and M. Linder, eds. Brussels: European Commission.
- Domènech, F., and others (2019). Two decades of monitoring in marine debris ingestion in loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, from the western Mediterranean. *Environmental Pollution*, vol. 244, pp. 367–378.
- Eriksen, Marcus, and others (2014). Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLOS One*, vol. 9, No. 12, p. e111913.
- Eriksen, Marcus, and others (2018). Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Bay of Bengal and South Pacific. *Environmental Pollution*, vol. 232, pp. 430–439.
- European Food Safety Authority Panel on Contaminants in the Food Chain (2016). Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, vol. 14, No. 6, e04501.
- Everaert, Gert, and others (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, vol. 242, pp. 1930–1938.
- Fang, Chao, and others (2018). Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. *Chemosphere*, vol. 209, pp. 298–306.
- Filho W., and others (2019). Plastic debris on Pacific islands: ecological and health implications. *Science of the Total Environment*, vol. 670, pp. 181–187, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.181>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2016). *The State of World Fisheries and Aquaculture: Contributing to Food Security and Nutrition for All*. Rome.
- Gaibor, Nikita, and others (2020). Composition, abundance and sources of anthropogenic marine debris on the beaches from Ecuador: a volunteer-supported study. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 154, art. 111068. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111068>.
- García-Rivera, Santiago, and others (2018). Spatial and temporal trends of marine litter in the Spanish Mediterranean seafloor. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 137, pp. 252–261.

- Gerigny, O., and others (2019). Seafloor litter from the continental shelf and canyons in French Mediterranean water: distribution, typologies and trends. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 146, pp. 653–666.
- Geyer, Roland, and others (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, vol. 3, No. 7, p. e1700782.
- Helsinki Commission (2013). *Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. Report of the Ad Hoc Expert Group to Update and Review the Existing Information on Dumped Chemical Munitions in the Baltic Sea*. Baltic Sea Environment Proceeding (BSEP), No. 142.
- Hess, Ronald W., and others (2001). *Disposal Options for Ships*. Santa Monica, California: RAND Corporation. www.rand.org/pubs/monograph_reports/MR1377.html.
- Hidalgo-Ruz, Valeria, and others (2018). Spatio-temporal variation of anthropogenic marine debris on Chilean beaches. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 126, pp. 516–524.
- Hong, Sunwook, and others (2017). Navigational threats by derelict fishing gear to navy ships in the Korean seas. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 119, No. 2, pp. 100–105. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.006>.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019). *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services: Summary for Policymakers*. J. Brondizio, S. Settele and H.T.N. Díaz, eds. Bonn: IPBES secretariat. <https://ipbes.net/global-assessment>.
- International Maritime Organization (IMO) (2016a). *Overview of Statistics of Dumping Permits for the Period from 1972–2010 for the Twentieth Anniversary of the Adoption of the London Protocol, Final Report on Permits Issued in 2010*, LC 38-7-1.
- _____ (2016b). *Review of the Current State of Knowledge Regarding Marine Litter in Wastes Dumped at Sea under the London Convention and Protocol: Final Report*.
- _____ (2018). *Report of the Forty-First Meeting of the Scientific Group of the London Convention and the Twelfth Meeting of the Scientific Group of the London Protocol*, LC/SG 41/16.
- _____ (2019). *London Convention and Protocol Overview of Statistics of Dumping Permits for the Period 1976 to 2016 (2019). Direct Communication from the Secretariat for London Convention/Protocol and Ocean Affairs*.
- Ioakeimidis C., and others (2017). Occurrence of marine litter in the marine environment: a world panorama of floating and seafloor plastics. In *Hazardous Chemicals Associated with Plastics in Environment*. H. Takada and H.K. Karapanagioti, eds. Handbook of Environmental Chemistry Series, vol. 78. Cham, Switzerland: Springer, pp. 93–120. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-698-22_22.
- Isobe, Atsuhiko, and others (2015). East-Asian seas: a hot spot of pelagic microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 101, No. 2, pp. 618–623.
- Isobe, Atsuhiko, and others (2017). Microplastics in the Southern Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 114, No. 1, pp. 623–626.
- Ivar do Sul, Juliana A., and others (2014). Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 225, No. 7, art. 2004.
- Jambeck, Jenna R., and others (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, vol. 347, No. 622, pp. 768–771.
- Jamieson, Alan J., and others (2019). Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science*, vol. 6, No. 2, art. 180667.
- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) (2016). *Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: Part 2 of a Global Assessment*. P.J. Kershaw and C.M. Rochman, eds. GESAMP Report and Studies Series, No. 93. IMO/FAO/

- UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection.
- _____ (2019). *Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter and Microplastics in the Ocean*. P.J. Kershaw and F. Galgani, eds. GESAMP Report and Studies Series, No. 99.
- Kako, Shin'ichiro, and others (2014). A decadal prediction of the quantity of plastic marine debris littered on beaches of the East Asian marginal seas. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 81, No. 1, pp. 174–184.
- Kanhai, La Daana K., and others (2018). Microplastics in sub-surface waters of the Arctic Central Basin. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 130, pp. 8–18. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.011>.
- Kühn, Fabienne, and others (2018). Plastic ingestion by juvenile polar cod (*Boreogadus saida*) in the Arctic Ocean. *Polar Biology*, vol. 41, pp. 1269–1278. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2283-8>.
- Lacerda, Ana L.D.F., and others (2019). Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 3977.
- Lane, S.B., and others (2007). Regional overview and assessment of marine litter related activities in the West Indian Ocean region. *Report to the United Nations Program*.
- Lavender Law, Kara, and others (2010). Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, vol. 329, No. 5996, pp. 1185–1188. <http://doi.org/10.1126/science.1192321>.
- Lavender Law, Kara, and others (2014). Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set. *Environmental Science and Technology*, vol. 48, No. 9, pp. 4732–4738.
- Lavender Law, Kara, and others (2017). Plastics in the marine environment. *Annual Review of Marine Science*, vol. 9, pp. 205–229.
- Lavers, Jennifer L., and Alexander L. Bond (2017). Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 23, pp. 6052–6055.
- Lebreton, L., and others (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, vol. 8, art. 15611.
- Lechner, Aaron, and others (2014). The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, vol. 188, pp. 177–181.
- Leclerc, Lisa-Marie E., and others (2012). A missing piece in the Arctic food web puzzle? Stomach contents of Greenland sharks sampled in Svalbard, Norway. *Polar Biology*, vol. 35, No. 8, pp. 1197–1208. <https://doi.org/10.1007/s00300-012-1166-7>.
- Lusher, Amy (2015). Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. In *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, pp. 245–307.
- Macfadyen, Graeme, and others (2009). *Abandoned, Lost or Otherwise Discarded Fishing Gear*. UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 185 and FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 523. Rome: FAO.
- Maes, Thomas, and others (2018). Below the surface: twenty-five years of seafloor litter monitoring in coastal seas of North West Europe (1992–2017). *Science of the Total Environment*, vol. 630, pp. 790–798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.245>.
- Markic, Ana, and others (2018). Double trouble in the South Pacific subtropical gyre: increased plastic ingestion by fish in the oceanic accumulation zone. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 136, pp. 547–564.
- Martínez-Vicente, Víctor, and others (2019). Measuring marine plastic debris from space: initial assessment of observation requirements. *Remote Sensing*, vol. 11, No. 20.
- Maximenko, Nikolai, and others (2019). Toward the Integrated Marine Debris Observing System. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 447. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00447>.
- Ministry of Ecology and Environment, China (2019). *Bulletin of Marine Ecological Environmental Status of China in 2018*. <http://hys.mee.gov.cn/dtxx/201905/P020190529532197736567.pdf>.

- McIlgorm, A., and others (2020). *Update of 2009 APEC report on Economic Costs of Marine Debris to APEC Economies*. A report to the APEC Ocean and Fisheries Working Group by the Australian National Centre for Ocean Resources and Security (ANCORS). Australia: University of Wollongong.
- Miranda-Urbina, Diego, and others (2015). Litter and seabirds found across a longitudinal gradient in the South Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 96, Nos. 1–2, pp. 235–244.
- Monteiro, Raqueline C.P., and others (2018). Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, vol. 238, pp. 103–110.
- Morgana, Silvia, and others (2018). Microplastics in the Arctic: a case study with sub-surface water and fish samples off Northeast Greenland. *Environmental Pollution*, vol. 242, pp. 1078–1086.
- Munari, Cristina, and others (2017). Microplastics in the sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 122, Nos. 1–2, pp. 161–165.
- Murray, Cathryn Clarke, and others (2018). The influx of marine debris from the Great Japan Tsunami of 2011 to North American shorelines. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 132, pp. 26–32.
- Nielsen, Julius, and others (2014). Distribution and feeding ecology of the Greenland shark (*Somniosus microcephalus*) in Greenland waters. *Polar Biology*, vol. 37, No. 1, pp. 37–46. <https://doi.org/10.1007/s00300-013-1408-3>.
- Ostle, Clare, and others (2019). The rise in ocean plastics evidenced from a 60-year time series. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, art. 1622.
- Peeken, Ilka, and others (2018). Microplastics in the marine realms of the Arctic with special emphasis on sea ice. *Arctic Report Card*, vol. 2018, pp. 89–99.
- Petry, Maria V., and Victória R.F. Benemann (2017). Ingestion of marine debris by the white-chinned petrel (*Procellaria aequinoctialis*): is it increasing over time off southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin*, vol. 117, Nos. 1–2, pp. 131–135.
- Pham, Christopher, and others (2014). Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PLOS One*, vol. 9, No. 4, p. e95839.
- Pierdomenico, Martina, and others (2019). Massive benthic litter funnelled to deep sea by flash-flood generated hyperpycnal flows. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 5330. www.nature.com/articles/s41598-019-41816-8.
- PlasticsEurope (2019). *Plastics: The Facts 2018 – An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data*. Brussels.
- Reisser, Julia, and others (2014). Millimeter-sized marine plastics: a new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. *PLOS One*, vol. 9, No. 6, p. e100289.
- Richardson, Kelsey, and others (2019). Estimates of fishing gear loss rates at a global scale: a literature review and meta-analysis. *Fish and Fisheries*, vol. 20, No. 6, pp. 1218–1231. <https://doi.org/10.1111/faf.12407>.
- Rochman, Chelsea M. (2018). Microplastics research: from sink to source. *Science*, vol. 360, No. 6384, pp. 28–29.
- Rochman, Chelsea M., and others (2016). The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology*, vol. 97, No. 2, pp. 302–312. <https://doi.org/10.1890/14-2070.1>.
- Scheffer, Marten, and others (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, vol. 413, No. 6856, pp. 591–596.
- Scheld, Andrew, and others (2016). The dilemma of derelict gear. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 19671. <https://doi.org/10.1038/srep19671>.
- Schmidt, Christian, and others (2017). Export of plastic debris by rivers into the sea. *Environmental Science and Technology*, vol. 51, No. 21, pp. 12246–12253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>.

- Schulz, Marcus, and others (2013). A multi-criteria evaluation system for marine litter pollution based on statistical analyses of OSPAR beach litter monitoring time series. *Marine Environmental Research*, vol. 92, pp. 61–70.
- Schuyler, Qamar A., and others (2016). Risk analysis reveals global hotspots for marine debris ingestion by sea turtles. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 2, pp. 567–576.
- Science Advice for Policy by European Academies (SAPEA) (2019). *A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society*. Berlin. <https://doi.org/10.26356/microplastics>.
- Strafella, P., and others (2019). Assessment of seabed litter in the Northern and Central Adriatic Sea (Mediterranean) over six years. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 24–35.
- Tekman, Mine B., and others (2017). Marine litter on deep Arctic seafloor continues to increase and spreads to the North at the HAUSGARTEN observatory. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 120, pp. 88–99.
- Ten Brink, Patrick, and others (2018). Circular economy measures to keep plastics and their value in the economy, avoid waste and reduce marine litter. *Economics*. Discussion paper, No. 2018-3, pp. 1–15. www.economics-ejournal.org/economics/discussionpapers/2018-3.
- Thiel, Martin, and others (2018). Impacts of marine plastic pollution from continental coasts to subtropical gyres: fish, seabirds, and other vertebrates in the SE Pacific. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 238.
- Topouzelis, Konstantinos, and others (2019). Detection of floating plastics from satellite and unmanned aerial systems (Plastic Litter Project 2018). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 79, pp. 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.03.011>.
- United Nations (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Chapter 24: Solid waste disposal. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Assembly (UNEA) (2019). *Resolutions and Decisions Adopted by the Committee of the Whole of the United Nations Environment Assembly at Its Fourth Session on 11 – 15 March 2019. Ministerial Declaration, Resolutions and Decisions for UNEA 4*. <https://www.unep.org/environmentassembly/proceedings-report-ministerial-declaration-resolutions-and-decisions-unea-4>.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2010). *Global Partnership on Waste Management*.
- _____ (2014) *Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry*. Nairobi.
- _____ (2017). *Marine Litter Socio Economic Study*. Nairobi.
- _____ (2018). *Single-Use Plastics: A Roadmap for Sustainability*. Nairobi
- _____ (2019). *State of the Environment and Development in the Mediterranean. UNEP MAP*. Information document of the 21st Meeting of the Contracting Parties to the Barcelona Convention. Naples, Italy, 2–5 December 2019. UNEP/MED IG.24/Inf.11. Nairobi.
- United Nations Environment Programme and GRID-Arendal (2016). *Marine Litter Vital Graphics*. Nairobi.
- Van Cauwenberghe, Lisbeth, and others (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, vol. 182, pp. 495–499.
- Van der Hall, N., and others (2017). Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 116, pp. 151–155.
- Van Emmerick, Tim, and others (2018). Methodology to characterize riverine macroplastic emission into the ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 372. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00372>.

- Van Franeker, Jan A., and Kara Lavender Law (2015). Seabirds, gyres and global trends in plastic pollution. *Environmental Pollution*, vol. 203, pp. 89–96.
- Van Sebille, Erik, and others (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, vol. 10, No. 12, p. 124006.
- Veerasingam, S., and others (2016). Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. *Chemosphere*, vol. 159, pp. 496–505.
- Viršek, Manca Kovač, and others (2017). Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 125, Nos. 1–2, pp. 301–309.
- Waller, Catherine, and others (2017). Microplastics in the Antarctic marine system: an emerging area of research. *Science of the Total Environment*. vol. 598, pp. 220–227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.283>.
- Walther, Bruno A., and others (2018). Type and quantity of coastal debris pollution in Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 135, pp. 862–872.
- Wilcox, Chris, and others (2018). A quantitative analysis linking sea turtle mortality and plastic debris ingestion. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, p. 12536. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30038-z>.
- Wilcox, Chris, and others (2019). Abundance of Floating Plastic Particles Is Increasing in the Western North Atlantic Ocean. *Environmental Science and Technology*, vol. 54, No. 2, pp. 790–796. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04812>.
- Woodall, Lucy C., and others (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, vol. 1, No. 4, art. 140317.
- Woodall, Lucy C., and others (2015). Deep-sea litter: a comparison of seamounts, banks and a ridge in the Atlantic and Indian Oceans reveals both environmental and anthropogenic factors impact accumulation and composition. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 3.
- Wright, Stephanie, and Franck Kelly (2017). Plastic and human health: a micro issue? *Environmental Science and Technology*, vol. 51, No. 12, pp. 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>.
- Zablotski, Yury, and Sarah B.M. Kraak (2019). Marine litter on the Baltic seafloor collected by the international fish-trawl survey. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 448–461. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.014>.
- Zhou, Changchun, and others (2016). Assessment of marine debris in beaches or seawaters around the China seas and coastal provinces. *Waste Management*, vol. 48, pp. 652–660.

Chapitre 13

Changements concernant l'érosion et la sédimentation

Constitutrices et contributeurs : Ca Thanh Vu (organisateur et responsable de l'équipe de rédaction), Paulette Bynoe, Trang Minh Duong, Matt Eliot, Frank Hall, Roshanka Ranasinghe, Matthieu de Schipper et Joshua T. Tuhumwire (coresponsable d'équipe).

Principales observations

- L'érosion côtière peut entraîner un recul des côtes, la destruction d'habitats et des pertes de terres, ce qui a d'importantes répercussions écologiques et socioéconomiques négatives sur les zones côtières du monde entier.
- Le bilan sédimentaire et la géologie déterminent la morphologie et la dynamique des côtes, qui influencent à leur tour la nature et la santé des écosystèmes côtiers. Les activités humaines exercent une influence sur la dynamique sédimentaire, tant sur le littoral qu'à l'intérieur des terres, et modifient les cycles naturels d'érosion et de sédimentation.
- Partout dans le monde, l'extraction ou l'interruption des apports de sédiments vers les côtes ou le long des côtes a augmenté en raison de la construction de barrages en amont, de l'extraction de sable sur les côtes et dans les cours d'eau, et des infrastructures côtières. La réduction de l'apport en sédiments favorise le recul du littoral.
- Distinctes des côtes sablonneuses ou boueuses, les falaises connaissent une érosion progressive, en grande partie causée par les effets combinés de l'instabilité géotechnique, de l'altération du profil supérieur de la falaise par les agents atmosphériques et de l'action de la houle sur le profil inférieur.
- Les résultats de récentes études révèlent que, partout dans le monde, environ 15 % de toutes les plages sablonneuses voient leur littoral reculer, avec une tendance moyenne de 1 mètre ou plus par an au cours des 33 dernières années, tandis que près de la moitié des plages sablonneuses du monde sont actuellement stables.
- De nombreuses zones dans lesquelles une avancée historique du littoral a été observée doivent cette avancée à leur restauration et à leur endiguement par des structures côtières. Ces activités humaines modifient la dynamique côtière, ce qui entraîne généralement une érosion en aval.
- Les effets des changements climatiques, tels que l'élévation du niveau de la mer et l'augmentation potentielle de la fréquence et de l'intensité des tempêtes tropicales et extratropicales violentes, peuvent accélérer l'érosion côtière. C'est sur les deltas et sur les côtes adjacentes que les activités humaines ont les incidences les plus importantes, avec des conséquences potentiellement graves sur d'autres systèmes côtiers, tels que les flèches de sable, les îles barrières et les estuaires dominés par la houle.

1. Introduction

L'érosion côtière et les dommages aux propriétés côtières qui en découlent ont été brièvement abordés dans le chapitre 26 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a). Cependant, ce chapitre ne s'est guère attardé sur les causes plus globales, sur la répartition géographique et sur l'incidence de l'érosion et de la sédimentation côtières ainsi que sur les effets de l'utilisation accrue des structures de protection côtière, sur les incidences de l'érosion côtière sur les systèmes écologiques côtiers, et sur la capacité de modélisation et de prévision de l'érosion et de la sédimentation côtières.

Toutes ces lacunes sont comblées dans le présent chapitre, qui est particulièrement axé sur les tendances et sur l'évolution des modèles d'érosion et de sédimentation côtières au cours de la période 2010-2020, faisant suite à la situation de référence décrite dans la première Évaluation (Nations Unies, 2017c). Parmi les aspects qui ont été pris en compte, on peut citer les changements survenus dans la gestion des cours d'eau qui modifient l'apport de sédiments vers le littoral, l'extraction de sable, le dragage et l'élimination des déblais de dragage, l'évolution des infrastructures côtières qui influencent les processus

de transport des sédiments côtiers, l'érosion et la sédimentation côtières du point de vue des systèmes écologiques et de l'économie sociale des côtes et des océans (capitaux ou ressources naturelles, moyens de subsistance et bien-être), les pratiques de gestion pour la

prévention de l'érosion et de la sédimentation côtières, et les progrès en matière de connaissances et de capacités qui ont contribué à l'évaluation des changements de l'état de l'érosion et de la sédimentation côtières.

2. Changements de l'état de l'érosion et de la sédimentation côtières

Les facteurs qui influencent l'érosion et la sédimentation côtières comprennent les caractéristiques des sédiments côtiers, les échanges entre l'intérieur des terres, la côte et le plateau continental, et les réponses géomorphiques aux forçages océaniques. Les activités humaines peuvent influencer de manière substantielle l'érosion et la sédimentation côtières, mais elles peuvent aussi être influencées par ces phénomènes (Hapke et al., 2013; Angamuthu et al., 2018; Mentaschi et al., 2018).

Une évaluation moderne des changements dans les apports de sédiments deltaïques a été entreprise grâce à des démarches fondées sur l'imagerie satellitaire et tenant compte du piégeage des sédiments dans les plaines d'inondation ou dans les estuaires (Nyberg et al., 2018), de la distribution relative entre le plateau et la côte et de la mobilité des sédiments dans les cours d'eau par rapport aux matériaux statiques présents sur les côtes boueuses, sablonneuses ou rocheuses. Les facteurs qui influencent les réactions géographiquement variables du littoral à la disponibilité des sédiments comprennent les cadres géologiques sous-jacents, l'action de la houle, l'hydrodynamique des marées, les processus éoliens et la rétroaction écomorphodynamique, par exemple pour les dunes ou les mangroves (Moore et al., 2018).

Les activités humaines peuvent avoir des incidences généralisées si le transport de sédiments sur le littoral est perturbé par l'installation de structures côtières ou par l'extraction de sable [Hapke et al., 2013; Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM), 2016]. En outre, les zones côtières de faible altitude recensées comme étant sensibles à la montée rapide anticipée du niveau de la mer

comprennent les zones humides côtières, les côtes barrières, les deltas et les petites îles (Nicholls et al., 1999).

Jusqu'à récemment, aucune évaluation fiable de l'occurrence des plages sablonneuses ou du taux d'évolution morphologique de leur littoral n'avait été réalisée à l'échelle mondiale. Grâce à la disponibilité accrue des images satellitaires, à des techniques avancées d'analyse du traitement des images et à des ressources informatiques, Luijendijk et al. (2018a) ont présenté une évaluation mondiale actualisée de la présence et de l'évolution des rivages sablonneux au moyen d'une analyse entièrement automatisée d'images satellitaires sur une période de 33 ans (1984-2016). Cette analyse a montré que 31 % du littoral mondial dépourvu de glace était sablonneux, la plus forte présence de plages sablonneuses étant signalée en Afrique (66 %), bien que la nature et les caractéristiques des plages examinées dans l'étude varient considérablement.

2.1. Évolution des facteurs de changement

Les civilisations humaines sont nées et ont prospéré dans les plaines inondables et dans les zones côtières deltaïques des grands fleuves du monde, qui hébergent aujourd'hui près de 2,7 milliards de personnes (Best, 2019). La hausse rapide de la demande en eau, en nourriture, en terre et en électricité a donné lieu à des interventions humaines telles que la construction de grands barrages, la déforestation, l'expansion de l'agriculture intensive, l'urbanisation, la construction d'infrastructures et l'extraction de sable. De telles activités humaines ont exercé des pressions considérables

sur ces systèmes, entraînant des changements irréversibles à grande échelle.

D'après la Commission internationale des grands barrages (2018), il existe dans le monde 59 071 barrages d'une hauteur supérieure à 15 m, associés à des réservoirs de plus de 3 millions de m³. Les plus grandes densités de barrages hydroélectriques se trouvent en Amérique du Sud, en Asie du Sud et en Europe du Nord. Les plus grands barrages (en comptant aussi bien les barrages déjà construits que les barrages en cours de construction ou en projet) se situent dans les bassins du Mékong, de l'Amazone et du Congo (Kondolf et al., 2014; Warner et al., 2019).

La construction de barrages et de réservoirs peut réduire l'apport de sédiments à la côte à des degrés variables (Slagel et Griggs, 2008), pouvant dépasser 50 % (Besset et al., 2019), ce qui provoque l'érosion des deltas et des côtes adjacentes. La réduction de l'apport en sédiments sur les côtes devrait s'intensifier considérablement au XXI^e siècle (Dunn et al., 2018), de l'ordre de 50 à 100 % (Kondolf et al., 2014; Besset et al., 2019). Par exemple, dans la rivière des Perles, en Chine, la construction de deux mégabarrages (Yangtan et Longtan) a réduit de 70 % l'apport de sédiments fluviaux sur la côte entre 1992 et 2013 (Ranasinghe et al., 2019). Kondolf et al. (2014) ont constaté que 140 barrages avaient été construits ou étaient en cours de construction ou en projet sur le Mékong ou sur ses affluents. Dans un « avenir certain », si 38 des barrages en projet ou en construction sont effectivement achevés, la réduction cumulée des sédiments dans le delta du Mékong sera de 51 % et, si tous les barrages en projet et en construction sont achevés, cette réduction sera de 96 %. Une telle réduction entraînerait un grave déclin des systèmes de mangroves et, par conséquent, l'érosion du littoral, avec des changements irréversibles dans l'écosystème environnant. Certains États, au contraire, déploient des efforts considérables pour éliminer les grands barrages, tels que le barrage Elwha dans l'État de Washington (États-Unis) (Warrick et al., 2015).

Le sable extrait des cours d'eau, des plages et des fonds marins côtiers est utilisé pour

la restauration des terres, pour l'entretien des plages et pour l'industrie (Bendixen et al., 2019). Des quantités importantes de sable qui, autrement, contribueraient à la dérive littorale sont ainsi éliminées, résultant en un déficit de sédiments côtiers (Montoi et al., 2017) qui transforme la morphologie du littoral (CIEM, 2016; Abam et Oba, 2018). L'exploitation du sable des plages côtières et des fonds marins est aujourd'hui une pratique courante dans de nombreux pays, bien qu'elle soit parfois illégale. Il est avéré que l'extraction de sable (au sens général) est pratiquée dans 73 pays, répartis sur cinq continents, bien qu'il n'existe pas de données chiffrées fiables sur cette pratique au niveau mondial (Peduzzi, 2014; Jayappa et Deepika, 2018).

2.2. Évolution des pressions

L'économie et la croissance démographique sont généralement les principaux facteurs encourageant l'occupation humaine des zones côtières. Or, ces facteurs sont compensés par les coûts socioéconomiques de la gestion du littoral et par les incidences négatives d'une telle occupation sur les services fournis par les écosystèmes côtiers. L'équilibre entre ces pressions est souvent remis en cause par des divisions juridictionnelles ou économiques; les bénéfiques et les impacts sont souvent séparés géographiquement (par exemple, l'accrétion en amont et l'érosion en aval touchent des communautés différentes) ou se produisent sur des échelles de temps différentes (par exemple, la construction d'une digue peut reporter la pression de l'érosion à la génération suivante, mais, en pratique, elle peut ultérieurement contraindre une collectivité à construire des ouvrages supplémentaires, plus importants).

Les changements séculaires concernant l'érosion et la sédimentation peuvent dépasser le seuil de tolérance des systèmes côtiers, qui seront dès lors incapables de s'adapter. Pour les systèmes naturels, de tels changements peuvent entraîner une perte de services écosystémiques (Xu et al., 2019). Les activités humaines ne supportent pas toujours la dynamique côtière : certaines infrastructures peuvent être endommagées ou perdre leur

fonction en raison d'un changement de position des fonds marins ou du littoral. La perception de la nécessité de réagir face à l'érosion ou à la sédimentation dépend généralement de la nature des activités humaines dans la zone côtière, comme expliqué ci-après :

- a) Les installations portuaires (y compris les bassins portuaires et les chenaux d'accès navigables) s'étendent généralement sur la majeure partie de la zone côtière active, et le maintien des fonctions portuaires nécessite fréquemment une gestion des sédiments côtiers par l'installation de brise-lames et par des travaux de dragage (voir également chap. 14);
- b) Une importante croissance urbaine a lieu le long des côtes depuis les années 1950; le nombre de villes côtières de plus de 100 000 habitants est passé de 472 en 1950 à 2 129 en 2012 (Barragán et Andrés, 2015; voir également chap. 14);
- c) Les interventions en matière de gestion côtière varient considérablement en fonction de l'économie, de la législation et des valeurs sociales, et sont généralement classées en stratégies de protection, d'aménagement, de retrait ordonné et de sacrifice (Williams et al., 2018);
- d) La sensibilité des zones rurales à l'érosion et à la sédimentation est généralement déterminée par l'incidence de ces phénomènes sur les structures de drainage et d'atténuation des inondations (Hou et al., 2016). Comme elles sont généralement situées dans la zone supratidale, leur sensibilité à l'évolution du littoral n'est pas toujours apparente.

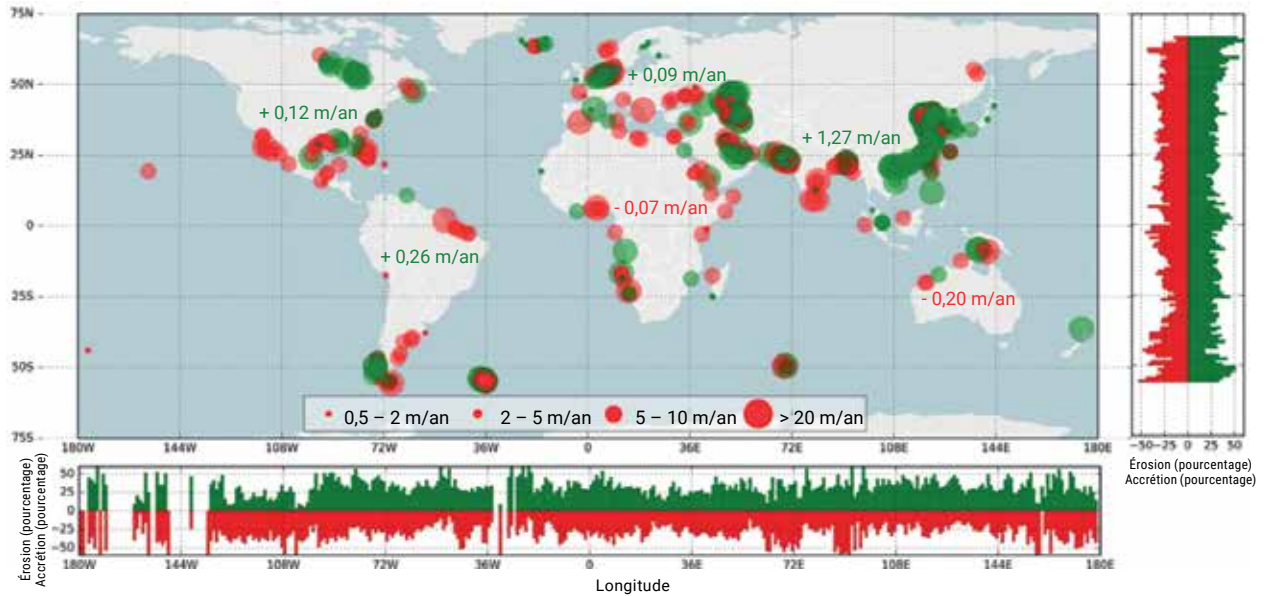
2.3. Évolution de l'état des zones côtières

Besset et al. (2019) ont étudié l'évolution sur 30 ans des zones côtières de 54 deltas sélectionnés dans le monde entier, en se fondant sur des publications scientifiques et sur l'analyse d'images satellitaires. Ils ont constaté que 29 deltas connaissent généralement un recul, que 18 rivages présentent une avancée et que 7 n'affichent aucune évolution notable. Grâce

à des images Landsat et à des algorithmes de classification supervisés pour la détection du littoral, Luijendijk et al. (2018a) ont constaté qu'entre 1984 et 2016, 24 % des plages sablonneuses du monde avaient reculé à un rythme supérieur à 0,5 m par an, tandis que 28 % présentaient une avancée et que 48 % restaient stables. Ils ont également constaté qu'environ 4 % des plages sablonneuses du monde reculaient de plus de 5 m par an, tandis qu'environ 2 % des côtes sablonneuses du monde affichaient un recul supérieur à 10 m par an (voir figure ci-après). L'Australie et l'Afrique continentales connaissent une érosion nette (respectivement 0,20 m/an et 0,07 m/an), tandis que tous les autres continents semblent confrontés à une accrétion nette. À l'échelle mondiale, 8 %, 6 % et 3 % des plages sablonneuses se sont respectivement accrues à raison de 3, 5 et 10 m par an au cours de la période 1984-2016. L'Asie est le continent qui affiche le taux d'avancée du littoral le plus élevé (1,27 m/an), ce qui est probablement attribuable aux grands projets de mise en valeur des terres menés au cours des dernières décennies. Des taux d'érosion relativement élevés sont également observés aux latitudes situées juste au sud de l'équateur. Ces taux sont associés aux pertes de terres à grande échelle le long de l'embouchure de l'Amazonie.

En raison des changements climatiques, et étant donné que l'on s'attend à une élévation du niveau de la mer et à une augmentation de la fréquence et de la gravité des houles extrêmes, il est probable que l'on assiste à une évolution des tendances en matière d'érosion et de sédimentation côtières dans le monde entier, comme le démontrent plusieurs travaux de modélisation visant à prévoir l'évolution future des côtes à l'échelle locale, régionale et mondiale (Anderson et al., 2015; Antolínez et al., 2019; Castelle et al., 2014; Long et Plant, 2012; Ranasinghe et al., 2012; Splinter et al., 2014; Vitousek et al., 2017; Dastgheib et al., 2019; Bamunawala et al., 2020; Athanasiou et al., 2020; Vousedoukas et al., 2020). Des observations récentes ont également indiqué une accélération de l'érosion des falaises côtières (Hurst et al., 2016; Sunamura, 2015; Castedo et al., 2017).

Zones sensibles en termes d'érosion et d'accrétion des plages à l'échelle mondiale



Source : Luijendijk et al., 2018a, réimpression sous licence Creative Commons (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0>).

Notes : Les cercles rouges représentent l'érosion et les cercles verts l'accrétion pour les quatre classifications dynamiques du littoral pertinentes (voir légende). Les graphiques en bas et sur la droite indiquent la localisation relative des côtes sableuses en érosion et en accrétion, respectivement par degré de latitude et de longitude. Les chiffres indiqués sur la carte représentent la vitesse moyenne d'évolution pour toutes les côtes sableuses, par continent.

2.4. Évolution des incidences

L'érosion côtière et les changements de sédimentation font peser de graves risques sur les infrastructures, sur les biens, sur les activités économiques et sur les systèmes écologiques des littoraux, et l'adaptation à ces changements exige des investissements importants. On observe une tendance à l'augmentation des dommages causés par l'érosion côtière dans certaines zones, où le phénomène nuit gravement aux activités socioéconomiques et aux propriétés côtières (Gopalakrishnan et al., 2016; Nguyen et al., 2018; Stronkhorst et al., 2018). La projection des risques et des dommages associés à l'érosion côtière et aux changements de sédimentation indique une probable augmentation de ces risques et dommages à l'avenir (Dunn et al., 2019).

Les incidences de l'érosion côtière et des changements de sédimentation sur les écosystèmes peuvent être considérables, notamment en cas de transition d'une tendance à long terme à l'accrétion vers une tendance à l'érosion. Les zones humides côtières sont

particulièrement menacées, car nombre d'entre elles se sont formées pendant la relative stabilisation du niveau moyen de la mer à la fin de l'Holocène (Jones et al., 2019) et pourraient succomber à la future montée des eaux (Myers et al., 2019). Parmi les autres caractéristiques géomorphiques sensibles à l'évolution des tendances d'érosion et de sédimentation, on peut citer les mangroves côtières, les côtes barrières et les petites îles. La prolifération accrue des rivages occupés et modifiés par l'humain, qui réduit elle aussi la bioproduktivité globale des zones côtières, présente un risque élevé de perturbation écologique pour les organismes qui utilisent exclusivement ces régions en tant que zones de nidification ou d'alevinage (Rangel-Buitrago et al., 2018b).

Les régions dans lesquelles l'érosion coïncide avec une forte densité de population seront confrontées à d'importantes incidences socioéconomiques. De tels problèmes ont déjà été recensés à proximité des deltas du Gange, du Mékong, du fleuve Jaune, du Yangtsé, de la Volta et du Mississippi. Pour d'autres parties

de la côte, au vu du risque que pourrait présenter l'amointrissement de la protection offerte par le littoral pour la sécurité et les moyens de subsistance des populations, la gestion des risques d'érosion par le recours à des interventions techniques nécessite des engagements à long terme en matière d'entretien, tenant compte du coût de la modernisation des structures de protection du littoral.

L'élévation locale du niveau de la mer et les activités orageuses varient considérablement d'une région à l'autre. D'après les données satellitaires à long terme, la hauteur de houle affiche une hausse globale au niveau mondial (Young et Ribal, 2019), mais d'importantes différences régionales sont signalées, allant de changements considérables dans l'océan Austral à des effets négligeables dans la mer du Nord (De Winter et al., 2012). De telles variations spatiales généreront probablement des différences régionales en matière d'érosion et de sédimentation (Brown et al., 2016).

2.5. Évolution des réactions

Les pratiques de gestion de l'érosion côtière et des sédiments ont progressivement évolué, passant d'une approche presque entièrement réactive vis-à-vis des changements externes à une prise de conscience de la nécessité d'établir une résilience du littoral, par le truchement d'une gestion adaptative et par l'appréhension des côtes dans une perspective plus holistique et à plus long terme (Rangel-Buitrago et al., 2018b).

L'augmentation du nombre d'études de grande envergure menées à l'échelle du littoral ainsi que les débuts de la transition d'une approche de stabilisation locale vers une évaluation de l'érosion et de l'accrétion au niveau régional ont permis de reconnaître que les conditions peuvent être variables et présenter des interactions complexes entre les différentes composantes des sédiments côtiers (French et al., 2016; Psuty et al., 2018). Les interconnexions entre l'apport et le transport des sédiments

côtiers, démontrées à grande échelle, peuvent se produire sur des centaines de kilomètres et risquent d'être davantage compliquées par les éventuelles conséquences de l'élévation prévue du niveau de la mer et d'autres variations dues aux changements climatiques (Hapke et al., 2013). Par conséquent, l'évolution des conditions modales peut créer une importante incertitude en ce qui concerne l'évolution future du littoral; il est donc d'autant plus nécessaire de planifier la résilience côtière à l'aide d'une conception évolutive (Wright et Thom, 2019).

L'un des principaux résultats de la compréhension des systèmes côtiers à grande échelle a été démontré par l'évolution des échelles appliquées en ce qui concerne l'entretien des plages. On peut citer, par exemple, le concept du « moteur de sable », qui prévoit le dépôt de sédiments à la fois sur le rivage et près du rivage, permettant à l'hydrodynamique naturelle de redistribuer les sédiments tout au long du rivage sur de longues durées (Stive et al., 2013; De Schipper et al., 2016; Luijendijk et al., 2018b).

Les stratégies de protection côtière ont récemment évolué : les approches d'ingénierie structurelle sont désormais complétées par des formes de stabilisation côtière « plus douces » ou « plus écologiques », qui visent à la fois à accroître les retombées positives écologiques et à exploiter les attributs résilients des systèmes naturels, tels que la capacité d'adaptation affichée par les dunes côtières ou l'aptitude au rétablissement suivant une perturbation démontrée par les zones humides côtières et par les forêts de mangroves (Narayan et al., 2016; Reguero et al., 2018).

On observe également que l'utilisation de cadres d'analyse probabilistes tend à remplacer l'approche déterministe traditionnelle, ces cadres tenant compte des incertitudes liées aux changements climatiques pour permettre l'intégration des risques dans la prise de décisions (Wainwright et al., 2014; Jongejan et al., 2016).

3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

L'érosion côtière et les changements de sédimentation représentent toujours une grave menace pour les ménages dont les moyens de subsistance et le bien-être dépendent des ressources côtières, en plus de nuire aux écosystèmes et d'engendrer des stress environnementaux. La proximité des systèmes humains et écologiques ainsi que les risques créés par l'accélération de l'érosion et par les changements de sédimentation sont manifestes dans de nombreuses régions du monde (Jones et al., 2019). En outre, l'érosion et les changements de sédimentation ont des répercussions physiques et chimiques sur la qualité de l'eau ainsi que sur la santé des systèmes

écologiques aquatiques fragiles (Prosser et al., 2018).

L'érosion côtière et les changements de sédimentation peuvent avoir de graves conséquences pour la réalisation de l'ensemble intégré de priorités et d'objectifs mondiaux définis dans le Programme de développement durable à l'horizon 2030, en particulier en ce qui concerne les objectifs de développement durable 14 et 15¹. Ces phénomènes peuvent endommager les infrastructures et les habitats côtiers et accroître les risques qui pèsent sur les populations côtières, les contraignant à s'adapter et/ou à réaffecter leurs ressources.

4. Principaux changements et conséquences par région

4.1. Océan Atlantique Nord, mer Baltique, mer Noire, mer Méditerranée et mer du Nord

Les côtes de l'Atlantique Nord, de la Méditerranée et des mers adjacentes sont densément peuplées et fortement développées (Collet et Engelbert, 2013; Zhang et Leatherman, 2011; Union européenne, 2013; Neumann et al., 2015). Les zones très sensibles à l'évolution du littoral comprennent les côtes néerlandaises, en grande partie restaurées, la côte vénitienne, en cours d'affaissement, et les îles barrières le long de la côte est des États-Unis, ainsi que les côtes du golfe du Mexique. La grande valeur économique de l'arrière-pays et de la zone côtière s'y traduit par une faible tolérance à l'érosion, et les interventions humaines y sont courantes. L'entretien des plages est l'intervention la plus courante le long de la côte orientale et du golfe du Mexique. On observe une érosion généralisée le long de la côte du golfe du Mexique, corrélée à une réduction substantielle de la charge sédimentaire du

Mississippi (Blum, 2009; Thorne et al., 2008). Un important déclin des apports de sédiments fluviaux est également relevé pour les principaux systèmes fluviaux européens qui se déversent dans la Méditerranée et qui alimentent des zones humides productives.

4.2. Océan Atlantique Sud et Caraïbes

L'océan Atlantique Sud et la région des Caraïbes comptent des villes côtières densément peuplées, comme la ville de João Pessoa, au Brésil², et d'importants systèmes écologiques côtiers, comme la forêt de mangrove amazonienne, ainsi que des zones côtières peu peuplées, comme celles de nombreux États d'Afrique du Sud-Ouest et la côte sud de l'Argentine [Zhang et Leatherman, 2011; Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO), 2009; Neumann et al., 2015]. L'apport de sédiments transportés par les cours d'eaux est limité aux zones situées à proximité de grands bassins,

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

² Voir www.ibge.gov.br/en/cities-and-states/pb/joao-pessoa.html.

comme l'Amazone et le Rio de la Plata. La réduction de l'apport en sédiments sur les côtes, due à la construction de barrages en amont et par l'extraction du sable des plages, a provoqué une grave érosion côtière à divers endroits, par exemple sur la côte du Ghana ainsi que dans de nombreux autres sites sur la côte sud-ouest de l'Afrique et sur la côte est de l'Amérique du Sud. Par endroits, de nombreux secteurs côtiers utilisent depuis longtemps des structures en dur pour lutter contre l'érosion, ce qui, dans de nombreux cas, n'a fait qu'aggraver le problème, par exemple en Colombie (Rangel-Buitrago et al., 2018b) et au Brésil (Bonetti et al., 2018).

4.3. Océan Indien, mer d'Arabie, golfe du Bengale, mer Rouge, golfe d'Aden et golfe Persique

Les côtes de l'océan Indien comprennent la côte est de l'Afrique, les côtes méridionales du Moyen-Orient, les côtes de l'Asie du Sud, l'archipel indonésien, la côte ouest de l'Australie et les îles de l'océan Indien, dont Madagascar et Sri Lanka. Parmi les deltas des principaux fleuves, on peut citer ceux du Gange, de l'Indus, de l'Ayeyarwady, du Chao Phraya, du Chattal-Arab, du Zambèze et du Limpopo, dont beaucoup sont très dynamiques et adjacents à des zones très peuplées (Neumann et al., 2015). L'Afrique, l'Australie et le Moyen-Orient ont des côtes sablonneuses principalement arides, comportant des lagunes barrières, des estuaires et, dans certaines régions, de vastes côtes salées caractéristiques du haut plateau de la fin de l'Holocène, qui limitent le transfert des sédiments fluviaux vers la côte. D'importants projets d'ingénierie côtière, comme la construction d'îles artificielles au moyen du dragage et du remblayage, ont été entrepris le long des côtes ouest et sud du golfe Persique, en particulier le long de la côte des Émirats arabes unis (Peduzzi, 2014).

4.4. Océan Pacifique Nord

Les côtes du Pacifique Nord comprennent la côte ouest de l'Amérique du Nord, la côte est de l'Asie et les îles du Pacifique Nord, y compris les Philippines, le Japon et Hawaï

(États-Unis). Les zones densément peuplées se trouvent sur la côte est de l'Asie et sur la côte ouest des États-Unis; on y observe d'importantes interventions côtières et une baisse de l'apport de sédiments provenant des principaux systèmes fluviaux de la rivière des Perles, du fleuve Jaune et du fleuve Rouge, ainsi que des fleuves qui se jettent dans la mer sur la côte ouest des États-Unis (Neumann et al., 2015). Par exemple, sur la côte ouest des États-Unis, l'érosion côtière a pour causes la baisse des apports de sédiments fluviaux, les structures côtières et les changements et variations climatiques, comme le phénomène El Niño (Barnard et al., 2017; Hapke et al., 2009; Patsch et Griggs, 2007; Allan et Komar, 2006). Les îles du Pacifique Nord sont très sensibles à l'altération potentielle de leur littoral et aux conséquences de catastrophes comme les typhons et les tsunamis. Par ailleurs, la déforestation entraîne une augmentation de l'apport de sédiments fluviaux sur la côte voisine du Fly, en Papouasie-Nouvelle-Guinée.

4.5. Océan Pacifique Sud

Les côtes du Pacifique Sud comprennent la côte est de l'Australie, la côte ouest de l'Amérique du Sud et les côtes des îles du Pacifique, dont la Nouvelle-Zélande, la Nouvelle-Calédonie et de nombreux États insulaires et États archipels plus ou moins peuplés (Nations Unies, 2017b). Les côtes continentales sont caractérisées par leur structure géologique et par le volume relativement faible de sédiments fluviaux qui atteignent l'océan. Il en résulte une compartimentation des côtes, avec des échanges intermittents liés au transport de sédiments le long du plateau (Thom et al., 2018). La modification de l'apport sédimentaire relatif est donc plus apparente au niveau des sources et des puits sédimentaires côtiers régionaux. De ce fait, la hausse du niveau de la mer est plus susceptible d'affecter les estuaires, les côtes barrières et les zones humides côtières. Les incidences de la modification du littoral observées dans l'ensemble du Pacifique Sud sont généralement épisodiques, corrélées à des tempêtes extrêmes et à des cyclones tropicaux, et l'on constate une expansion des zones de forte pression pendant les phases d'élévation du niveau moyen de la mer.

Les côtes des îles du Pacifique comprennent des masses terrestres volcaniques, des monts sous-marins et des atolls calcaires et coralliens surélevés. La production sédimentaire est faible, ce qui limite la capacité d'adaptation des côtes à l'élévation prévue du niveau de la mer (Nunn et al., 2015), en particulier pour les terres asséchées de basse altitude.

4.6. Océan Arctique et Océan Austral

Dans le contexte des changements climatiques, marqués par la hausse des températures de l'air, la réduction de l'étendue de la banquise, l'augmentation de l'action de la houle due à la possible intensification des tempêtes, l'accroissement des marées induites

par les tempêtes et l'extension de la superficie recouverte par l'eau, les côtes couvertes par le permafrost de l'océan Arctique connaissent actuellement une érosion sévère (Bull et al., 2019; Gibbs et Richmond, 2017; Tanski et al., 2016; Frederick et al., 2016; Fritz et al., 2015). Le taux d'érosion des côtes arctiques des États-Unis a doublé depuis les années 1950 et semble s'accélérer; le littoral de la mer de Beaufort (Alaska), en particulier, se retire à un rythme de plus de 30 m par an (Frederick et al., 2016; Wobus et al., 2011). La libération de carbone organique dans l'océan Arctique due à l'érosion côtière peut accentuer le réchauffement de la planète (Tanski et al., 2016). La calotte glaciaire de l'Antarctique fond également rapidement (Rignot et al., 2019; Gardner et al., 2018; Li et al., 2016).

5. Perspectives

Parmi les activités humaines qui influent sur l'érosion et sur la sédimentation côtières figurent l'augmentation substantielle du nombre et de la taille des barrages sur les principales voies navigables, les changements d'affectation des terres, qui entraînent une déforestation des bassins versants, et l'augmentation de l'occupation humaine des zones côtières, accompagnée d'une prolifération des structures côtières (Rangel-Buitrago et al., 2018a, 2018c). L'évaluation des changements en cours sur les littoraux du monde entier n'est pas suffisamment aboutie pour permettre d'établir des paramètres de mesure des changements induits par l'humain sur les tendances séculaires. Cependant, les zones sensibles recensées en termes de déplacement du littoral, phénomène essentiellement lié à l'érosion et à l'accrétion côtières, sont des zones à forte activité humaine. Pour environ 4 % des côtes du monde, les tendances estimées sur 33 ans affichent un déplacement de plus de 5 m par an (Luijendijk et al., 2018a). Par rapport à notre connaissance des conditions antérieures, on observe une érosion côtière considérable dans la majorité des deltas, en raison de la baisse notable des charges sédimentaires fluviales entre 1970 et 2014 (Besset et al., 2019). La diminution globale de l'apport de sédiments

fluviaux vers les côtes devrait compromettre la stabilité des côtes adjacentes en aval et, pour certaines zones côtières, inverser les tendances à long terme à l'accrétion, ce qui exacerbera la demande en ouvrages de gestion côtière et amoindra l'efficacité des ouvrages existants, en particulier ceux dont la fonction est de redistribuer l'apport en sédiments. En outre, cette situation accroîtra la prolifération des ouvrages côtiers auparavant conçus en réaction à l'augmentation de la population côtière et à la faible tolérance correspondante aux changements du littoral. Comme le montre la surveillance des littoraux, l'intensification de la manipulation de la dynamique côtière et la réglementation stricte des permis d'extraction de sable offrent d'importantes possibilités de modification séculaire des tendances côtières, notamment en ce qui concerne l'accrétion et l'érosion (Williams et al., 2018; Bergillos et al., 2019). Au vu de l'élévation du niveau de la mer et de l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des phénomènes climatiques extrêmes dus aux changements climatiques, l'érosion côtière sera plus grave pour les îles qui ne possèdent pas de sédiments fluviaux.

6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

À l'heure actuelle, on dispose d'un volume de connaissances considérable sur l'interaction entre les mécanismes dynamiques côtiers et le transport sédimentaire. Cependant, la précision des modèles de transport sédimentaire et d'érosion ou de sédimentation côtière reste faible. Il convient donc de poursuivre les recherches à cet égard. De plus amples informations sur l'étendue de l'érosion côtière sont également nécessaires pour la définition de stratégies de gestion appropriées de l'érosion et de la sédimentation côtières, notamment en ce qui concerne la gestion des apports de sédiments fluviaux et les effets des autres stratégies de gestion, telles que la protection, l'aménagement et le retrait.

Malgré les progrès considérables réalisés dans les ensembles de données, notamment grâce à l'utilisation d'images satellitaires (Besset et al., 2019; Luijendijk et al., 2018a; Shirzaei et Bürgmann, 2018), dans de nombreuses régions, en particulier dans les pays en développement, les données disponibles

restent insuffisantes pour la prise de décision aux niveaux local et régional. De nombreux ensembles de données nécessitent une interprétation plus approfondie et une meilleure résolution spatiale au niveau mondial. Il convient de mieux comprendre comment cerner les processus moteurs et définir les interventions, et comment ces processus évolueront face à l'élévation du niveau de la mer et aux changements climatiques. En outre, les taux d'érosion ou de sédimentation quantifiés doivent être placés dans le contexte de seuils attribués aux écosystèmes côtiers ou aux systèmes morphologiques. Pour interpréter les effets des changements dans l'apport de sédiments fluviaux et de l'application de stratégies de protection du littoral, il convient de mieux comprendre les dimensions spatiales associées à la redistribution littorale de l'apport de sédiments disponible, en particulier dans les situations où ce phénomène transcende les frontières internationales.

Références

- Abam, T.K.S., and Tamunotonye Oba (2018). Recent case studies of sand mining, utilization and environmental impacts in the Niger delta. *Journal of Environmental Geology*, vol. 2, No. 2.
- Allan, J.C., and P.D. Komar (2006). Climate Controls on US West Coast Erosion Processes. *Journal of Coastal Research*, vol. 22, No. 3, pp. 511–529. <http://doi.org/10.2112/03-0108.1>.
- Anderson, Tiffany R., and others (2015). Doubling of coastal erosion under rising sea level by mid-century in Hawaii. *Natural Hazards*, vol. 78, No. 1, pp. 75–103.
- Angamuthu, Balaji, and others (2018). Impacts of natural and human drivers on the multi-decadal morphological evolution of tidally-influenced deltas. *Proceedings of the Royal Society A*, vol. 474, No. 2219, 20180396.
- Antolínez, José A.A., and others (2019). Predicting climate driven coastlines with a simple and efficient multiscale model. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*. <https://doi.org/10.1029/2018JF004790>.
- Athanasiou, Panagiotis, and others (2020). Uncertainties in projections of sandy beach erosion due to sea level rise: an analysis at the European scale. *Scientific Reports*, vol. 10, art. 11895.
- Bamunawala, Janaka, and others (2020). A Holistic Modeling Approach to Project the Evolution of Inlet-Interrupted Coastlines Over the 21st Century. *Frontiers in Marine Science*, <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00542>.
- Barnard, Patrick L., and others (2017). Extreme oceanographic forcing and coastal response due to the 2015–2016 El Niño. *Nature Communications*, vol. 8, art. 14365.

- Barragán, Juan Manuel, and María de Andrés (2015). Analysis and trends of the world's coastal cities and agglomerations. *Ocean & Coastal Management*, vol. 114, pp. 11–20.
- Bendixen, Mette, and others (2019). *Time Is Running out for Sand*. Nature Publishing Group.
- Bergillos, R., and others (2019). Management of Coastal Erosion Under Climate Change Through Wave Farms. In *Ocean Energy and Coastal Protection*, ed. 1, pp. 59–73. New York: Springer International Publishing.
- Besset, Manon, and others (2019). Multi-decadal variations in delta shorelines and their relationship to river sediment supply: an assessment and review. *Earth-Science Reviews*.
- Best, Jim (2019). Anthropogenic stresses on the world's big rivers. *Nature Geoscience*, vol. 12, No. 1, pp. 7–21.
- Blum, M.D., and H. Roberts (2009). Drowning of the Mississippi Delta due to Insufficient Sediment Supply and Global Sea-Level Rise. *Nature Geoscience*, vol. 2, No. 7, pp. 488–491. <http://doi.org/10.1038/ngeo553>.
- Bonetti, J., and others (2018). Geoinicator-based assessment of Santa Catarina (Brazil) sandy beaches susceptibility to erosion. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 198–208.
- Brown, Sally, and others (2016). Spatial variations of sea-level rise and impacts: An application of DIVA. *Climatic Change*, vol. 134, No. 3, pp. 403–416.
- Bull, D.L., and others (2019). Development of a Tightly Coupled Multi-Physics Numerical Model for an Event-Based Understanding of Arctic Coastal Erosion. AGUFM, 2019, pp. C12B-04.
- Castedo, R., and others (2017). The Modelling of Coastal Cliffs and Future Trends. In *Hydro-Geomorphology Models and Trends*, Dericks P. Shukla, ed. Croatia: InTech, <http://doi.org/10.5772/intechopen.68445>. Available at www.intechopen.com/books/hydro-geomorphology-models-and-trends/the-modelling-of-coastal-cliffs-and-future-trends.
- Castelle, Bruno, and others (2014). Equilibrium shoreline modelling of a high-energy meso-macrotidal multiple-barred beach. *Marine Geology*, vol. 347, pp. 85–94.
- Collet, C., and A. Engelbert (2013). Coastal regions: people living along the coastline, integration of NUTS 2010 and latest population grid. Statistics in focus 30, ISSN:2314-9647, Catalogue number: KS-SF-13-030-EN-N.
- Dastgheib, Ali, and others (2018). Regional Scale Risk-Informed Land-Use Planning Using Probabilistic Coastline Recession Modelling and Economical Optimisation: East Coast of Sri Lanka. *Journal of Marine Science Engineering*, vol. 6, No. 4, 120; <https://doi.org/10.3390/jmse6040120>.
- De Schipper, Matthieu A., and others (2016). Initial spreading of a mega feeder nourishment: Observations of the Sand Engine pilot project. *Coastal Engineering*, vol. 111, pp. 23–38.
- De Winter, Renske C., and others (2012). The effect of climate change on extreme waves in front of the Dutch coast. *Ocean Dynamics*, vol. 62, No. 8, pp. 1139–1152.
- Dunn, Frances E., and others (2018). Projections of historical and 21st century fluvial sediment delivery to the Ganges-Brahmaputra-Meghna, Mahanadi, and Volta deltas. *Science of the Total Environment*, vol. 642, pp. 105–116.
- _____ (2019). Projections of declining fluvial sediment delivery to major deltas worldwide in response to climate change and anthropogenic stress. *Environmental Research Letters*, vol. 14, No. 8, 084034.
- European Union (2013). ESaTDOR European Seas and Territorial Development, Opportunities and Risks. ANNEX 4 to the Scientific Report: Baltic Sea Regional Profile.
- Frederick, Jennifer M., and others (2016). The Arctic Coastal Erosion Problem. Sandia Report SAND2016-9762. Sandia National Laboratories, Albuquerque, New Mexico 87185 and Livermore, California 94550.
- French, Jon, and others (2016). Appropriate complexity for the prediction of coastal and estuarine geomorphic behaviour at decadal to centennial scales. *Geomorphology*, vol. 256, pp. 3–16.
- Fritz, M., and others (2015). Arctic coastal erosion and the transport of terrigenous material into the Arctic Ocean during the Holocene, XIX. INQUA-Congress, Nagoya, Japan, 26 July –2 August 2015.
- Gardner, Alex S., and others (2018). Increased West Antarctic and unchanged East Antarctic ice discharge over the last 7 years. *The Cryosphere*, vol. 12, pp. 521–547, <https://doi.org/10.5194/tc-12-521-2018>.

- Gibbs, A.E., and B.M. Richmond (2017). National assessment of shoreline change – Summary statistics for updated vector shorelines and associated shoreline change data for the north coast of Alaska, U.S.-Canadian border to Icy Cape: U.S. Geological Survey Open-File Report 2017–1107. <https://doi.org/10.3133/ofr20171107>.
- Gopalakrishnan, Sathya, and others (2016). Economics of coastal erosion and adaptation to sea level rise. *Annual Review of Resource Economics*, vol. 8, pp. 119–139.
- Hapke, Cheryl J., and others (2009). Rates and trends of coastal change in California and the regional behavior of the beach and cliff system. *Journal of Coastal Research*.
- Hapke, Cheryl J., and others (2013). Geomorphic and human influence on large-scale coastal change. *Geomorphology*, vol. 199, pp. 160–170.
- Hou, Xi Yong, and others (2016). Characteristics of coastline changes in mainland China since the early 1940s. *Science China Earth Sciences*, vol. 59, No. 9, pp. 1791–1802.
- Hurst, M.D., and others (2016). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 47, pp. 13336–13341. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1613044113.
- International Council for the Exploration of the Sea (2016). Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 2005–2011. Report (Scientific report). <https://archimer.ifremer.fr/doc/00326/43700>.
- International Commission on Large Dams (2018). www.icold-cigb.org.
- Jayappa, K.S., and B. Deepika (2018). Impacts of Coastal Erosion, Anthropogenic Activities and their Management on Tourism and Coastal Ecosystems: A Study with Reference to Karnataka Coast, India. In *Beach Management Tools – Concepts, Methodologies and Case Studies*, pp. 421–440. Springer.
- Jones, Miriam C., and others (2019). Rapid inundation of southern Florida coastline despite low relative sea-level rise rates during the late-Holocene. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, pp. 1–13.
- Jongejan, Ruben, and others (2016). Drawing the line on coastline recession risk. *Ocean & Coastal Management*, vol. 122, pp. 87–94.
- Kondolf, G.M., and others (2014). Dams on the Mekong: cumulative sediment starvation. *Water Resources Research*, vol. 50, No. 6, pp. 5158–5169.
- Li, Xin, and others (2016). Ice flow dynamics and mass loss of Totten Glacier, East Antarctica, from 1989 to 2015. *Geophysical Research Letters*, vol. 43, pp. 6366–6373. <https://doi.org/10.1002/2016GL069173>.
- Long, Joseph W., and Nathaniel G. Plant (2012). Extended Kalman Filter framework for forecasting shoreline evolution. *Geophysical Research Letters*, vol. 39, No. 13.
- Luijendijk, Arjen, and others (2018a). The state of the world's beaches. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, p. 6641.
- Luijendijk, Arjen, and others (2018b). The initial morphological response of the Sand Engine: A process-based modelling study. *Coastal Engineering*, vol. 119, pp. 1–14.
- Mentaschi, Lorenzo, and others (2018). Global long-term observations of coastal erosion and accretion. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 12876.
- Montoi, Jayawati, and others (2017). A Study on Tuaran River Channel Planform and the Effect of Sand Extraction on River Bed Sediments. *Transactions on Science and Technology*, vol. 4, No. 4, pp. 442–48.
- Moore, Laura J., and others (2018). The role of ecomorphodynamic feedbacks and landscape couplings in influencing the response of barriers to changing climate. In *Barrier Dynamics and Response to Changing Climate*, pp. 305–336. Springer.
- Myers, Monique R., and others (2019). A multidisciplinary coastal vulnerability assessment for local government focused on ecosystems, Santa Barbara area, California. *Ocean and Coastal Management*, vol. 182. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104921>.
- Narayan, Siddharth, and others (2016). The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PloS One*, vol. 11, No. 5, e0154735.

- Neumann, B., and others (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding: a global assessment. *PloS One*, vol. 10, No. 6, e0131375. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131375>.
- Nguyen, A.T., and others (2018). Tourism and beach erosion: valuing the damage of beach erosion for tourism in the Hoi An World Heritage site, Vietnam. *Environment, Development and Sustainability* <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0126-y>.
- Nicholls, Robert J., and others (1999). Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: regional and global analyses. *Global Environmental Change*, vol. 9, pp. S69–S87.
- Nunn, Patrick, and others (2015). Regional coastal susceptibility assessment for the Pacific Islands: Technical Report. Australian Government and Australian Aid, Canberra.
- Nyberg, Björn, and others (2018). The distribution of rivers to terrestrial sinks: implications for sediment routing systems. *Geomorphology*, vol. 316, pp. 1–23.
- Patsch, K., and G. Griggs (2007). Development of Sand Budgets for California's Major Littoral Cells. Institute of Marine Sciences, University of California, Santa Cruz.
- Peduzzi, Pascal (2014). Sand, rarer than one thinks. *Environmental Development*, vol. 11, pp. 208–218.
- Prosser, Diann J., and others (2018). Impacts of coastal land use and shoreline armoring on estuarine ecosystems: an introduction to a special issue. *Estuaries and Coasts*, vol. 41, No. 1, pp. 2–18.
- Psuty, Norbert P., and others (2018). Responding to coastal change: creation of a regional approach to monitoring and management, northeastern region, USA. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 170–182.
- Ranasinghe, Roshanka, and others (2019). Disentangling the relative impacts of climate change and human activities on fluvial sediment supply to the coast by the world's large rivers: Pearl River Basin, China. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 9236.
- Ranasinghe, Roshanka, and others (2012). Estimating coastal recession due to sea level rise: beyond the Bruun rule. *Climatic Change*, vol. 110, pp. 561–574.
- Rangel-Buitrago, Nelson, and others (2018a). Preface to the special issue: Management strategies for coastal erosion processes. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.11.020>.
- Rangel-Buitrago, Nelson, and others (2018b). Risk Assessment to Extreme Wave Events: The Barranquilla–Ciénaga, Caribbean of Colombia Case Study. In *Beach Management Tools – Concepts, Methodologies and Case Studies*, pp. 469–496. Springer.
- Rangel-Buitrago, Nelson, and others (2018c). How to make integrated coastal erosion management a reality. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 290–299.
- Reguero, Borja G., and others (2018). Comparing the cost effectiveness of nature-based and coastal adaptation: a case study from the Gulf Coast of the United States. *PloS One*, vol. 13, No. 4, e0192132.
- Rignot, Eric, and others (2019). Four decades of Antarctic Ice Sheet mass balance from 1979–2017. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 116, No. 4, pp. 1095–1103. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1812883116.
- Shirzaei, M., and R. Bürgmann (2018). Global climate change and local land subsidence exacerbate inundation risk to the San Francisco Bay Area. *Science Advances*, vol. 4, No. 3, eaap9234. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap9234>.
- Slagel Matthew J., and Gary B. Griggs (2008) Cumulative Losses of Sand to the California Coast by Dam Impoundment. *Journal of Coastal Research*, No. 243, pp. 571–584. <https://doi.org/10.2112/06-0640.1>.
- Splinter, Kristen D., and others (2014) A generalized equilibrium model for predicting daily to interannual shoreline response. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, vol. 119, No. 9, pp. 1936–1958.
- Stive, Marcel J.F., and others (2013). A new alternative to saving our beaches from sea-level rise: The Sand Engine. *Journal of Coastal Research*, vol. 29, No. 5, pp. 1001–1008.
- Stronkhorst, J., and others (2018). Regional coastal erosion assessment based on global open access data: a case study for Colombia. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 22, pp. 787–798. <https://doi.org/10.1007/s11852-018-0609-x>.

- Sunamura, T. (2015). Rocky coast processes: with special reference to the recession of soft rock cliffs. *Proceedings of the Japan Academy, Series B: Physical and Biological Sciences*, vol. 91, No. 9, pp. 481–500. <http://doi.org/10.2183/pjab.91.481>.
- Tanski, G., and others (2016). Erosion of ice-rich permafrost coasts and the release of dissolved organic carbon into the Arctic Ocean.
- Thom, Bruce G., and others (2018). National sediment compartment framework for Australian coastal management. *Ocean & Coastal Management*, vol. 154, pp. 103–120.
- Thorne, Colin R., and others (2008). Current and Historical Sediment Loads in the Lower Mississippi River. European Research Office of the U.S. Army, London, England under contract number 1106-EN-01, from School of Geography, University of Nottingham.
- United Nations (2017a). Chapter 26: Land-sea physical interaction. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Chapter 36D: South Pacific Ocean. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2009). *African Oceans and Coasts*. M. Odido M. and S. Mazzilli S., eds. IOC Information Document 1255. UNESCO Office Nairobi and Regional Bureau for Science in Africa.
- Vitousek, Sean, and others (2017). A model integrating longshore and cross-shore processes for predicting long-term shoreline response to climate change. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, vol. 122, No. 4, pp. 782–806.
- Vousdoukas, Michalis I., and others (2020). Sandy coastlines under threat of erosion. *Nature Climate Change*, vol. 10, pp. 260–263.
- Wainwright, David J., and others (2014). An argument for probabilistic coastal hazard assessment: Retrospective examination of practice in New South Wales, Australia. *Ocean & Coastal Management*, vol. 95, pp. 147–155.
- Warner, Jeroen, and others (2019). The Fantasy of the Grand Inga Hydroelectric Project on the River Congo. *Water*, vol. 11, No. 3, p. 407.
- Warrick, Jonathan A., and others (2015). Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: source-to-sink sediment budget and synthesis. *Geomorphology*, vol. 246. <http://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.01.010>.
- Williams, A.T., and others (2018). The management of coastal erosion. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 4–20.
- Wobus, Cameron, and others (2011). Thermal Erosion of a Permafrost Coastline: Improving Process-Based Models Using Time-Lapse Photography. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, vol. 43, No. 3, pp. 474–484.
- Wright, Lynn Donelson, and Bruce G. Thom (2019). Promoting Resilience of Tomorrow's Impermanent Coasts. In *Tomorrow's Coasts: Complex and Impermanent*, Lynn Donelson Wright and C. Reid Nichols, eds., pp. 341–353. Springer.
- Xu, Weihua, and others (2019). Hidden loss of wetlands in China. *Current Biology*, vol. 29, No. 18, pp. 3065–3071.
- Young, Ian R., and Agustinus Ribal (2019). Multiplatform evaluation of global trends in wind speed and wave height. *Science*, vol. 364, No. 6440, pp. 548–552.
- Zhang, K., and S. Leatherman (2011). Barrier Island Population along the U.S. Atlantic and Gulf Coasts. *Journal of Coastal Research*, vol. 27, No. 2, pp. 356–363. <https://doi.org/10.2112/JCOAS.TRES-D-10-00126.1>.

Chapitre 14

Changements concernant les infrastructures côtières et maritimes

Constitutrices et contributeurs : Ca Thanh Vu (organisateur et responsable de l'équipe de rédaction), Sam Bentley, Lionel Carter, Catherine Creese, Robert Dapa, Regina Folorunsho, Alan Simcock (coresponsable d'équipe) et Alix Willemez.

Principales observations

- Les infrastructures côtières et marines sont nécessaires à l'utilisation, à l'exploitation et à la protection des ressources naturelles et de l'environnement côtier et marin à des fins de développement socio-économique.
- De manière générale, lorsque la conception et la construction des infrastructures côtières sont satisfaisantes, le développement de ces infrastructures peut être durable tant sur le plan écologique qu'économique et social, accroître la résilience des côtes et conduire à une croissance économique durable.
- Les infrastructures peuvent avoir une influence sur les systèmes naturels et sur leur utilisation en créant des pressions et des conflits ou bien, le cas échéant, des conditions favorables.
- Entre 2010 et 2020, on observe une tendance à la hausse des infrastructures marines et côtières nouvellement construites, rénovées ou modernisées.
- Les changements les plus significatifs concernent la mise en valeur des terres côtières et des terres au large des côtes, en particulier dans les pays d'Asie de l'Est, pour permettre un nouveau développement urbain côtier ainsi que la construction de routes, de structures de défense côtière, d'installations portuaires et d'équipements touristiques.
- Selon les cas, les infrastructures côtières et marines peuvent causer des dommages importants ou, au contraire, contribuer à réduire les dommages aux écosystèmes côtiers et marins.
- La nouvelle approche de développement des infrastructures côtières, connue sous le nom de « développement des infrastructures bleues », permet d'harmoniser la protection et le développement des côtes, ainsi que la protection des habitats et la protection écologique, réduisant ainsi les dommages écologiques.
- Le développement des infrastructures côtières et marines a, de manière générale, créé de nouvelles opportunités pour les habitants des zones côtières et favorisé le développement socioéconomique durable des côtes.

1. Introduction

1.1. Champ d'application

Le présent chapitre couvre les changements intervenus dans les infrastructures côtières et marines au cours de la période 2010-2020 par rapport à l'état de référence, tel qu'il était décrit dans la première Évaluation des océans du monde (Nations Unies, 2017).

1.2. Première Évaluation mondiale de l'océan

Les chapitres 17 à 19, 26 à 28 et 30 de la première Évaluation couvrent les infrastructures côtières et marines, notamment les installations de réception des déchets dans les ports, leur fonctionnement et leur impact sur le milieu marin local dans le monde entier, ainsi

que leur contribution à l'activité économique; les lacunes en matière de connaissances et le renforcement des capacités dans les ports, y compris l'amélioration des compétences opérationnelles; les installations de réception des déchets; la capacité d'examiner les matériaux de dragage pour les redéposer en toute sécurité dans la mer; l'histoire, le développement et l'état actuel des câbles sous-marins de communication et d'énergie; les impacts des câbles sous-marins de communication et d'énergie sur le milieu marin; la menace que représente le milieu marin pour les câbles; le renforcement des capacités en matière d'acheminement sûr des câbles sous-marins et la résolution de toute demande conflictuelle avec d'autres parties; la mise en valeur des terres, y compris l'état actuel, les tendances et les impacts

socioéconomiques et environnementaux; le tourisme et les loisirs et les infrastructures connexes, telles que les routes, les ports et les aéroports, et les autres infrastructures côtières; le tourisme durable et le renforcement des capacités en matière de gestion du tourisme; le dessalement et les infrastructures côtières connexes; les installations de recherche scientifique océaniques et côtières; et les impacts de l'environnement côtier bâti sur la faune et la flore sauvages. Les investissements financiers dans les stratégies d'adaptation et

d'atténuation se multiplient dans tous les secteurs, de l'assurance à la protection du littoral.

Il ressort clairement de la première Évaluation que les questions relatives aux infrastructures marines et côtières doivent être traitées de manière plus systématique. Le présent chapitre permet de combler les lacunes existantes et de fournir des données supplémentaires afin d'évaluer les tendances des infrastructures marines et côtières, en particulier pour la période 2010-2020.

2. Changements observés dans l'état des infrastructures marines et côtières

2.1. Changements concernant les terres gagnées sur la mer

La mise en valeur des terres côtières et marines permet de convertir des zones océaniques en terres de nombreuses façons, notamment par le remplissage avec des matériaux de dragage ou des déchets terrestres et par la construction de digues. C'est souvent le cas des villes côtières et insulaires qui connaissent une urbanisation dense et ont besoin de plus d'espace. Sengupta et al. (2018) ont passé en revue la mise en valeur des terres du milieu des années 1980 à nos jours dans 16 mégapoles côtières en utilisant l'imagerie satellite Landsat Thematic Mapper. La superficie totale des 16 mégapoles est de 1 249,8 km², principalement en Chine, où la politique sur la question a changé en 2018. Toutefois, sur la base des tendances actuelles, on peut s'attendre à une augmentation des activités visant à gagner des terres sur la mer dans un avenir proche à l'échelle mondiale.

2.2. Ampleur des défenses côtières contre la mer nouvelles et abandonnées

Parmi les stratégies courantes de gestion de l'érosion côtière on trouve la protection dure ou douce (pour maintenir ou avancer le trait de côte), l'accommodation, le recul géré et le sacrifice (c'est-à-dire l'absence d'intervention active) (Williams et al., 2018).

La méthode la plus rudimentaire de protection des côtes, qui suppose le recours à des structures en dur, a évolué de la protection du trait de côte à la protection de la surface. Elle vise non seulement à prévenir les marées de tempête et les marées hautes, mais aussi à protéger les plages de sable où l'apport de sédiments aux côtes est réduit. Les structures dures de défense des côtes incluent le plus souvent des digues, des revêtements, des épis de divers types, des brise-lames et des promontoires positionnés sur le littoral ou en mer, qui protègent les plages contre l'attaque des vagues ou modifient le champ de vagues du littoral et les processus de transport des sédiments qui y sont liés, afin de créer un nouvel équilibre sédimentaire sur les côtes, susceptible de favoriser la sédimentation plutôt que l'érosion.

Les structures de défense côtière mal conçues ou vieillissantes ne peuvent pas fonctionner correctement et doivent être abandonnées ou réparées. La dégradation des structures de défense côtière peut résulter de divers facteurs, notamment les dommages causés par la corrosion, l'enfoncement des structures en raison de la liquidation des fondations sous l'action des vagues, l'affouillement des pieds de berges, le débordement des vagues, le choc des vagues sur les structures et l'élévation du niveau de la mer liée aux changements climatiques. Il est très difficile de prendre des décisions concernant la suppression des structures de protection côtière dégradées, non seulement car ces

structures peuvent déjà abriter des habitats endémiques ayant une valeur d'habitat, mais aussi car il est difficile de prévoir les effets de leur suppression. Ainsi, dans de nombreux cas, les structures côtières dégradées sont simplement laissées à l'abandon.

Les solutions naturelles de protection des côtes, notamment la création de zones humides ou de marais salants artificiels, l'entretien des plages, la création de récifs d'huîtres, ainsi que le rétablissement et la protection des mangroves, ont l'avantage de pouvoir se développer avec le niveau de la mer et d'augmenter la capacité de stockage du CO₂ (Davis et al., 2015). Toutefois, sur les côtes érodées, en raison d'une réduction de l'apport en sédiments, les structures de défense côtière en dur peuvent prévenir efficacement les risques naturels et protéger l'environnement et les habitats naturels lorsqu'elles sont utilisées en combinaison avec des barrières ou des systèmes naturels, tels que les mangroves ou les récifs coralliens. Ces structures peuvent être appelées « infrastructures bleues » (Kazmierczak et Carter, 2010; Edwards et al., 2013).

2.3. Ampleur de l'aménagement du littoral, y compris à des fins touristiques : routes, sites urbains, installations touristiques et récréatives, plages artificielles et autres structures de développement côtier

Les sites de développement littoral le long des estuaires et des lignes de côte sont devenus des zones sensibles du point de vue de l'explosion démographique et présentent un pouvoir d'attraction pour diverses industries ainsi que pour des activités non industrielles, telles que le développement résidentiel, touristique et récréatif. De nombreuses villes côtières se transforment en mégalopoles en l'espace de quelques années grâce aux activités socio-économiques (Blackburn et al., 2013).

Partout dans le monde, la vie en bord de mer est recherchée. La demande ainsi créée conduit ces zones à se développer en villes à forte densité de

population, dotées de réseaux routiers et d'entreprises. Les populations plus affluentes qui alimentent une demande en matière de tourisme et de loisirs côtiers et marins contribuent également au développement rapide de villes côtières dédiées au tourisme et aux loisirs, comme sur les côtes et les îles de l'Asie-Pacifique. Le tourisme côtier est également à l'origine de la création de nombreuses plages artificielles dans le monde entier, comme la plage de Waikiki à Hawaï (États-Unis) et les plages de Singapour.

2.4. Stratégies d'adaptation touchant les populations côtières liées à l'élévation du niveau de la mer

Les changements climatiques et l'élévation du niveau de la mer augmenteront les risques de catastrophes naturelles auxquelles sont exposées les côtes (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2019). Les stratégies d'adaptation devront, d'une part, déterminer les risques encourus et, d'autre part, permettre d'élaborer et de mettre en œuvre des approches de gestion visant à réduire à un niveau acceptable les risques pour les personnes, les communautés, les sociétés et les systèmes écologiques sur les côtes et en mer. Parmi les stratégies d'adaptation communes mentionnées au point 2.2, l'accommodation et la protection supposent la construction d'infrastructures ou la modernisation de celles déjà existantes, souvent en combinaison avec la restauration des habitats côtiers ou des systèmes écologiques.

La modernisation des infrastructures côtières est également tributaire de facteurs économiques. Par exemple, cinq des dix premiers ports du monde les plus sensibles à l'élévation du niveau de la mer sont situés dans l'Est et le Sud-Est des États-Unis. Alors que ces ports s'efforcent de reconstruire les infrastructures selon des normes plus élevées, ils doivent trouver un équilibre entre les exigences liées à l'augmentation prévue du commerce international et la nécessité de faire face à la fois à l'élévation du niveau de la mer et à des phénomènes météorologiques extrêmes plus forts et plus fréquents.

2.5. Changements concernant les installations portuaires et leur gestion, y compris le dragage

Selon la Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement (CNUCED), le transport par conteneurs est en pleine expansion, avec une croissance de 6 % en 2017, soit 42,3 millions d'équivalents vingt pieds (CNUCED, 2018). La concurrence portuaire s'est également intensifiée, offrant ainsi aux compagnies maritimes la possibilité d'améliorer leurs compétences en matière de gestion et d'accroître leur pouvoir de négociation et leur influence.

Les régions les plus importantes en termes de volume de ports à conteneurs sont l'Asie (63 %) et les Amériques (16 %). En termes de tonnage total de marchandises traitées, sur les dix plus grands ports du monde, huit sont situés en Asie, principalement en Chine. Les niveaux de profit varient considérablement d'un port à l'autre, mais les moyennes sur les volumes suggèrent que chaque tonne de cargaison ne rapporte que 4 dollars (CNUCED, 2018). Les employés sont classés selon des catégories traditionnelles qui ne reflètent pas encore l'évolution technologique des méthodes de travail et des compétences. Bien que peu de nouveaux grands ports maritimes soient prévus ou en cours de construction à l'heure actuelle, il a été suggéré qu'au-delà de 2020, 80 % du commerce mondial pourrait se faire via des ports maritimes qui nécessiteraient des installations supplémentaires. De plus, les ports situés au large des côtes en eau profonde, comme le Louisiana Offshore Oil Port, suscitent un intérêt croissant.

En raison de l'augmentation des flottes de pêche mondiales (Rousseau et al., 2019), le nombre de ports de pêche a augmenté dans le passé. Toutefois, compte tenu de la diminution des ressources halieutiques océaniques mondiales, il est probable que cette tendance ne se poursuive pas.

Le marché mondial de la navigation de plaisance est également en pleine croissance. Le chiffre d'affaires total du secteur est passé de 18,12 milliards de dollars en 2009 à 40 milliards

de dollars à en 2017, avec un taux de croissance de 2 % de 2015 à 2017, les plus fortes hausses étant enregistrées en Amérique du Nord et dans la région Asie-Pacifique (Value Market Research, 2017).

Le dragage visant à maintenir, créer ou augmenter la profondeur de navigation dans les ports existants (opérations régulières, rénovation et expansion) ou dans les ports et les marinas nouvellement construits augmente en fonction du taux de croissance économique mondial (International Association of Dredging Companies, 2018).

2.6. Changements concernant les câbles et oléoducs sous-marins

Après un déclin marqué de la production entre 2006 et 2010, la longueur des câbles de communication installés dans tous les océans, mesurée en km, a connu une augmentation de 2010 à 2018, à un rythme moyen de plus de 70 000 km par an. Au début de 2018, on comptait environ 448 câbles sous-marins d'une longueur de plus de 1 000 000 km en service dans le monde. On constate une augmentation notable en Océanie et en Asie du Sud-Est. Par ailleurs, la croissance de la pose de câbles entre les pays d'Afrique, ainsi qu'entre l'Afrique et l'Asie, l'Europe et l'Amérique du Sud, s'est poursuivie. Avant 2009, seuls 16 pays africains étaient connectés à un système de câble sous-marin. Aujourd'hui, seul un pays côtier (l'Érythrée) n'est encore connecté à aucun système. Plus de 50 projets sous-marins ont été proposés à ce jour pour la période 2019-2021, ce qui représente un investissement total d'environ 7,2 milliards de dollars. Environ 30 % du déploiement prévu se fera dans la région du Pacifique. Viennent ensuite l'océan Atlantique et l'océan Indien, qui devraient recevoir respectivement environ 21 % et 17 % des investissements prévus pour les années à venir.

La récupération des vieux câbles pour leur valeur de rebut a donné naissance à un nouveau secteur d'activité. Au cours des dix dernières années, quelque 62 000 km de câbles ont été récupérés, et l'on prévoit que plus de 100 000 km feront l'objet de contrats de récupération d'ici à la fin de 2020.

Les installations de câbles de transmission électrique ont connu une croissance plus modeste. Cependant, un grand nombre de câbles électriques ont été installés en association avec des parcs éoliens marins.

Les défaillances de câbles dans l'océan profond, à des profondeurs supérieures à 2 000 m, restent rares car les perturbations humaines y sont très limitées. Par exemple, dans les vastes zones situées au-delà de la juridiction nationale, on enregistre en moyenne quatre ruptures de câble par an, contre environ 150 à 200 ruptures dans le monde entier. Cependant, l'exploitation minière en eaux profondes représente une menace potentielle future et fait l'objet de discussions entre le secteur du câble et l'Autorité internationale des fonds marins (Autorité internationale des fonds marins, 2018).

Comme indiqué dans la première Évaluation, la perturbation des fonds marins due à l'installation de câbles est temporaire, la restauration

naturelle s'effectuant sur des semaines, voire des années, en fonction de la force de l'action des vagues ou des courants et de l'apport de sédiments (Kraus et Carter, 2018). Étant donné que les glissements de terrain sous-marins et les flux de sédiments peuvent être déclenchés par des tempêtes, ainsi que par des tremblements de terre et, éventuellement, des tsunamis, les changements climatiques peuvent avoir un effet sur le risque qui pèse sur les câbles de télécommunications en modifiant la fréquence et l'intensité des tempêtes (Gavey et al., 2017). De nouveaux travaux de recherche (Gutscher et al., 2019) suggèrent que les risques naturels, trop faibles pour casser un câble, peuvent malgré tout déformer les fibres de verre et, ainsi, produire un signal détectable, ce qui ouvre la voie à l'utilisation des câbles comme des moniteurs environnementaux et des systèmes d'alerte précoce pour les risques.

3. Conséquences pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Le développement ou l'amélioration des infrastructures côtières, en particulier des infrastructures bleues, peut procurer d'énormes avantages aux communautés côtières. Les infrastructures côtières et marines sont très importantes aux fins de la réduction des risques de catastrophes, du développement économique et du développement des sciences côtières et marines. Les infrastructures côtières favorisent les connexions intermodales aux liaisons maritimes et aux chaînes d'approvisionnement mondiales essentielles. Elles fournissent en outre un accès public aux loisirs et au tourisme côtiers, ainsi qu'à d'autres utilisations du littoral, et favorisent l'accès au développement. Les structures de défense côtière peuvent contribuer à contenir les dommages causés, par exemple, par l'érosion côtière, les inondations, les fortes vagues et les marées de tempête. Les infrastructures hôtelières et de loisirs soutiennent le tourisme et les loisirs

et génèrent des emplois. La nouvelle connectivité par câble permet à des populations qui étaient isolées de bénéficier des avantages des communications mondiales, de la télé-médecine et de l'apprentissage. Elle favorise également le développement économique, le développement de l'océanographie et la mise en œuvre de la gestion.

Les infrastructures côtières jouent un rôle essentiel dans la réalisation des objectifs de développement durable¹ (Economist, 2019). L'amélioration des infrastructures côtières et marines contribue notamment à la mise en œuvre des objectifs n° 1, 2, 6, 8, 9, 10, 13 et 14. En ce qui concerne l'objectif n° 14 en particulier, les infrastructures côtières et marines peuvent permettre de mieux observer, surveiller et étudier les environnements côtiers et océaniques, les systèmes écologiques et la biodiversité, le but étant de recueillir des

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale, ainsi que l'adresse <https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300>.

données de meilleure qualité aux fins d'une meilleure gestion. Cependant, le développement des infrastructures côtières et marines peut endommager les habitats et les systèmes écologiques, y compris leur étendue, leurs structures et leurs fonctions. Une planification minutieuse peut contribuer à réduire les effets négatifs, en s'appuyant sur un aménagement

de l'espace marin fondé sur des données factuelles et une analyse fonctionnelle, ainsi que sur l'utilisation d'infrastructures bleues. Aux États-Unis, par exemple, les programmes de gestion côtière des États approuvés au niveau fédéral doivent prendre en compte tous les intérêts des parties prenantes liés à l'interface entre l'océan et la côte.

4. Principaux changements et conséquences par région

4.1. Océan Atlantique Nord, mer Baltique, mer Noire, mer Méditerranée et mer du Nord

4.1.1. Océan Atlantique Nord

Les côtes de l'océan Atlantique Nord s'étendent de l'Est du Canada et des États-Unis aux pays d'Europe occidentale et d'Afrique de l'Ouest. Les niveaux de développement économique des États de ces régions varient considérablement, tout comme la défense côtière et le développement d'autres infrastructures. Au Canada et aux États-Unis, les habitats côtiers sont utilisés comme infrastructures de défense naturelles (Elkin, 2017). En Europe occidentale, en raison de la superficie terrestre limitée, des infrastructures de défense côtière et d'autres infrastructures marines sont conçues aux fins de la protection des côtes. L'Afrique du Nord-Ouest est confrontée à de nombreux problèmes interdépendants, notamment une grave érosion côtière, des inondations, la pauvreté et le développement inadéquat des infrastructures côtières. En 2018, le Fonds pour l'environnement mondial et le Groupe de la Banque mondiale ont financé le projet d'investissement pour la résilience des zones côtières d'Afrique de l'Ouest, à hauteur de 210 millions de dollars, pour aider à renforcer la résilience des populations côtières au Bénin, en Côte d'Ivoire, en Mauritanie, à Sao Tomé-et-Principe, au Sénégal et au Togo (Banque mondiale, 2018).

4.1.2. Mer Baltique

La longueur totale du littoral de la mer Baltique est d'environ 40 000 km, le long duquel

se trouvent de grandes zones inondables au Danemark, en Allemagne et en Pologne. Par conséquent, les infrastructures côtières, telles que les digues, doivent être modernisées pour mieux s'adapter aux inondations. On observe également un développement considérable des infrastructures touristiques, des ports, des marinas, des chantiers navals, des parcs éoliens, des centrales solaires et des câbles sous-marins électrique et de communication.

4.1.3. Mer Noire

Le littoral de la mer Noire est long de 2 042 km, compte 1 228 plages et a une superficie de 224 km². Certaines parties du littoral sont densément peuplées et sont également des destinations touristiques populaires. Elles sont dotées de nombreuses installations, telles que des hôtels, des centres de villégiature et des ports de plaisance. On y trouve également des ports. Des structures de défense côtière ont été construites pour lutter contre l'intense érosion côtière et les inondations.

4.1.4. Mer Méditerranée

La mer Méditerranée compte 46 000 km de côtes et borde 22 pays. Il s'agit de l'une des régions maritimes les plus fréquentées au monde; elle compte donc de nombreux ports importants. La côte méditerranéenne, densément peuplée, est également confrontée à des risques d'érosion et d'inondation. Cette situation étant appelée à s'aggraver à l'avenir en raison des changements climatiques et de l'élévation du niveau de la mer, les infrastructures côtières devront être modernisées.

4.1.5. Mer du Nord

Les zones côtières et les zones intérieures de faible altitude qui bordent la mer du Nord risquent d'être inondées. Comme dans d'autres régions, les risques d'inondation côtière augmenteront à l'avenir en raison de l'élévation du niveau de la mer et de tempêtes plus intenses ou plus fréquentes. Pour relever ce défi, il est donc nécessaire de mettre en place de nouvelles structures de défense côtière et d'améliorer celles qui existent.

4.2. Océan Atlantique Sud et région des Caraïbes

L'océan Atlantique Sud et les côtes des Caraïbes au sens large englobent des pays d'Amérique du Sud et d'Afrique du Sud-Ouest. Les côtes du Sud-Ouest de l'Afrique sont généralement dans leur état naturel. Par exemple, certaines parties sont protégées par des systèmes écologiques côtiers, comme les forêts de mangroves. Les infrastructures côtières de l'océan Atlantique Sud et des Caraïbes au sens large comprennent des structures de défense côtière, des installations touristiques et des ports. Toutefois, la construction de nouvelles structures ou la modernisation des structures existantes sont nécessaires pour s'adapter aux changements climatiques. Les États des Caraïbes sont également exposés à des tremblements de terre et à une activité volcanique intenses. Les infrastructures naturelles sont utilisées pour la protection des côtes et la prévention des risques. Les travaux de recherche [Powell et al. (2018), entre autres] ont montré que les investissements dans les infrastructures naturelles dans la zone côtière pouvaient avoir une valeur quantifiée pour les populations côtières tout en augmentant la persistance et la résilience écologiques, mais que des travaux de recherche supplémentaires étaient nécessaires aux fins de l'élaboration de bonnes pratiques.

4.3. Océan Indien, golfe du Bengale, mer d'Arabie, mer Rouge, golfe d'Aden et golfe Persique

L'océan Indien et le golfe du Bengale englobent de nombreux pays en développement d'Asie et

d'Afrique. Les risques naturels côtiers pour les pays qui bordent le nord de l'océan Indien comprennent les marées de tempête, l'élévation du niveau de la mer, les tremblements de terre et les tsunamis. Cependant, la dégradation de l'environnement et l'exploitation par une activité économique non durable ont entraîné une réduction de la capacité d'adaptation des populations côtières, ce qui nécessite des investissements colossaux dans les infrastructures d'adaptation et les économies durables. La solution la plus réaliste pour les États côtiers de l'océan Indien est peut-être de restaurer les habitats côtiers dégradés et endommagés afin de créer des infrastructures côtières bleues.

Les infrastructures côtières et marines de la mer d'Arabie, de la mer Rouge, du golfe d'Aden et du golfe Persique sont, en général, mieux développées que celles de l'océan Indien et du golfe du Bengale.

4.4. Pacifique Nord

Comme pour les côtes de l'océan Atlantique Nord, les pays développés tels que le Canada, le Japon, la République de Corée et les États-Unis disposent d'infrastructures côtières et marines de grande qualité qui, non seulement, protègent les côtes et réduisent les risques de danger mais, dans certains cas, favorisent également la protection et la conservation des environnements et des habitats côtiers et océaniques, ainsi que de la biodiversité (Gillies et al., 2019). Pour de nombreux États côtiers du Pacifique, les risques de tremblements de terre et d'éruptions volcaniques majeurs sont omniprésents. Cependant, les infrastructures côtières et marines des pays en développement de la région ne sont pas aussi perfectionnées (Partnerships in Environmental Management for the Seas of East Asia, 2018; Connell, 2018). Pour remédier à la situation des infrastructures côtières sous-développées dans les pays en développement d'Asie, la Banque asiatique de développement a lancé un plan d'action ambitieux, assorti d'une proposition d'investissement de 5 milliards de dollars, pour des océans en bonne santé, qui comprend le développement ou l'amélioration des infrastructures côtières (Banque asiatique de développement, 2019).

4.5. Pacifique Sud

Les côtes du Pacifique Sud comprennent la côte Est de l'Australie, la côte Ouest de l'Amérique du Sud et les rivages des îles du Pacifique, notamment la Papouasie-Nouvelle-Guinée, la Nouvelle-Zélande et la Nouvelle-Calédonie. Les infrastructures côtières de ces pays visent principalement à soutenir le développement économique, à prévenir les dommages dus aux risques naturels, en particulier les tempêtes extrêmes et l'élévation du niveau de la mer, et à s'adapter aux changements climatiques. Les grands tremblements de terre, les tsunamis et les éruptions volcaniques sont également à prendre en considération.

4.6. Océan Arctique et océan Austral

La faible densité de population de ces régions signifie que les infrastructures côtières et océaniques sont moins développées que celles des régions très peuplées, telles que le pourtour du Pacifique et de la Méditerranée.

4.6.1. Océan Arctique

Le développement des infrastructures côtières dans l'océan Arctique est confronté à une évolution rapide des conditions météorologiques et des cycles de la glace en raison des changements climatiques. La diminution

de la couverture de glace de mer entraîne une augmentation du transport maritime et des infrastructures connexes (United States Committee on the Marine Transportation System, 2018). Des progrès ont été réalisés avec l'installation d'un câble de communication à fibre optique de 1 900 km au large des côtes du Nord de l'Alaska, avec des lignes secondaires vers six communautés côtières (Submarine Cable Networks, 2017) et des extensions des réseaux nationaux au Groenland et en Norvège, entre autres (Quintillion, 2020).

4.6.2. Océan Austral

Une grande partie de l'océan Austral relève du Système du Traité sur l'Antarctique, notamment de la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique (Système du Traité sur l'Antarctique, 2019; Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique, 2017; 2019). Néanmoins, l'accent est mis sur les travaux de recherche scientifique concernant l'influence potentielle de l'Antarctique et de l'océan Austral sur le climat et l'océan à l'échelle mondiale. Ces travaux s'appuient sur des stations occupées en permanence le long de la côte antarctique et sur certaines îles subantarctiques.

5. Perspectives

5.1. Perspectives anticipées sur l'état des infrastructures marines et côtières à court et moyen terme (environ 10 à 20 ans)

Au cours des dix à vingt prochaines années, de nouveaux barrages hydroélectriques seront construits en amont et l'extraction de sable de rivière se poursuivra avec un déficit sédimentaire croissant sur les côtes, ce qui entraînera une accélération de l'érosion côtière (voir également chap. 13) et la création de plus de structures de protection des côtes. La mise en valeur des terres côtières et des terres au large des côtes, ainsi que l'érosion côtière continueront d'endommager ou de dégrader

d'importants habitats marins en eaux peu profondes, sur les côtes et au large. On constate également une augmentation du tourisme maritime et des infrastructures connexes. Dans le même temps et dans de nombreux points du littoral, le développement socioéconomique entraînera une augmentation des populations côtières et des besoins en infrastructures côtières et marines. Tous ces facteurs, ainsi que les changements climatiques, qui se manifestent par une augmentation de la température des océans, une élévation du niveau de la mer et une augmentation de la fréquence et de l'intensité des phénomènes météorologiques extrêmes, augmentent les risques de catastrophes naturelles maritimes sur les côtes. Il est donc nécessaire de mettre en place de

nouvelles infrastructures ou de moderniser les infrastructures existantes afin d'atténuer les risques et de garantir le développement durable des côtes et de l'économie maritime.

Les progrès attendus en matière de connaissances et de capacités permettront d'évaluer l'évolution de l'état des infrastructures marines et côtières et d'appuyer la mise en place d'infrastructures marines et côtières plus efficaces et plus respectueuses de l'environnement. On peut également s'attendre à une augmentation de l'utilisation des infrastructures bleues ou des barrières naturelles afin d'harmoniser les protections côtières et environnementales.

5.2. Conséquences socioéconomiques des changements continus des systèmes

De manière générale, le développement des infrastructures marines et côtières, en particulier la mise en valeur des terres côtières et des terres au large des côtes, entraînera des dommages pour les habitats et les systèmes écologiques côtiers et marins (Duan et al., 2016; McManus, 2017; Lin et Yu, 2018). Les impacts des structures côtières sur l'écologie des systèmes côtiers comprennent notamment l'obstruction des voies d'accès de la faune, la destruction des habitats côtiers et des systèmes écologiques et la modification de l'environnement côtier (Hill, 2015). Les structures de défense côtière peuvent modifier le bilan sédimentaire de la côte et, partant, changer la morphologie du littoral, avec des changements correspondants dans les communautés biotiques côtières. Cependant, dans certains cas, les structures de défense côtière peuvent protéger les habitats côtiers en évitant que ceux-ci ne soient détruits par l'érosion côtière (Schmitt et Albers, 2014). La mise en valeur des terres côtières peut également contribuer à la création et à la restauration

d'habitats côtiers qui jouent un rôle dans la prévention des risques (Khalil et Raynie, 2015).

Les chercheurs, tels que Taormina et al., (2018), n'ont pas réussi à démontrer de manière concluante l'influence des champs électromagnétiques des câbles sur l'abondance et la biodiversité des organismes. Ils ont cependant confirmé l'empreinte écologique généralement faible des câbles de télécommunications, en particulier dans l'océan profond (profondeurs > 2 000 m) (Burnett et al., 2013). Les signalements de ruptures de câbles sous-marins causées par des glissements de terrain et des courants chargés de sédiments sont des observations importantes de ces processus qui transfèrent de la chaleur, du carbone et des nutriments de la terre vers les profondeurs de l'océan et peuvent donc influencer les écosystèmes marins (Pope et al., 2017).

Au cours des dix dernières années, on a constaté une tendance claire à l'atténuation ou à la réduction des dommages causés aux écosystèmes côtiers et océaniques par le développement des côtes et des zones au large des côtes grâce à la mise en œuvre d'une nouvelle approche de développement : le développement de l'économie bleue (Partnerships in Environmental Management for the Seas of East Asia, 2018). Les infrastructures côtières bleues peuvent harmoniser la protection des côtes et la protection des habitats ou de l'écologie et favoriser la séquestration du carbone (Sutton-Grier et al., 2015; Wellman et al., 2017).

Les infrastructures côtières et marines ont, de manière générale, un impact socioéconomique positif sur les populations côtières. Des infrastructures de qualité sont la condition la plus importante aux fins de l'atténuation des risques liés aux aléas côtiers, du développement socioéconomique durable et de l'éradication de la pauvreté.

6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

De manière générale, au niveau mondial, les connaissances concernant l'étendue des infrastructures côtières, en particulier les infrastructures de défense côtière en dur, et leurs impacts écologiques et socioéconomiques demeurent insuffisantes. En outre, la compréhension scientifique des interactions entre la dynamique côtière, le transport de sédiments et l'environnement, ainsi qu'entre les processus écologiques et les infrastructures marines et côtières demeure très limitée. La situation est particulièrement grave pour les pays en développement, dans lesquels peu de fonds sont investis pour entreprendre des travaux de recherche scientifique sur les zones côtières

et marines. Le manque de connaissances et de données appropriées ne favorise pas la conception et la construction adéquates d'infrastructures côtières et marines et, partant, aggrave les dommages environnementaux et écologiques causés par ces infrastructures.

Une interface science-politique est particulièrement importante en vue de prendre des décisions propices au développement durable des infrastructures marines et côtières bleues et respectueuses de l'environnement naturel, le but étant d'optimiser l'utilisation des infrastructures côtières et marines et de limiter les dommages qu'elles subissent.

Remerciements : Les auteurs tiennent à remercier John Manock pour sa contribution à la section 2.6.

Références

- Antarctic Treaty System (2019). The Antarctic Treaty. www.ats.aq/index_e.html.
- Asian Development Bank (2019). *Action Plan for Healthy Oceans: Investing in Sustainable Marine Economies for Poverty Alleviation in Asia and the Pacific*.
- Blackburn, Sophie, and others (2013). Mega-urbanisation on the coast: global context and key trends in the twenty-first century. In *Megacities and the Coast: Risk, Resilience and Transformation*, M. Pelling and S. Blackburn, eds., pp. 1–21.
- Burnett, Douglas R., and others (2013). *Submarine Cables: The Handbook of Law and Policy*. Martinus Nijhoff Publishers.
- Carter, L., and others (2019). Chemical and physical stability of submarine fibre-optic cables in the Area Beyond National Jurisdiction (ABNJ). In *SubOptic 2019 Conference*.
- Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (2017). CCAMLR to create world's largest Marine Protected Area. www.ccamlr.org/en/news/2016/ccamlr-create-worlds-largest-marine-protected-area.
- _____ (2019). About the Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources. www.ccamlr.org/en/organisation.
- Connell, John (2018). Effects of climate change on settlements and infrastructure relevant to the Pacific Islands. *Pacific Marine Climate Change Report Card Scientific Review*.
- Davis, McKenna, and others (2015). Coastal protection and SUDS: nature-based solutions. RECREATE Project Policy Brief, No. 4.
- Duan, Huabo, and others (2016). Characterization and environmental impact analysis of sea land reclamation activities in China. *Ocean and Coastal Management*, vol. 130, pp. 128–137.

- Economist (2019). *The Critical Role of Infrastructure for the Sustainable Development Goals*. https://content.unops.org/publications/The-critical-role-of-infrastructure-for-the-SDGs_EN.pdf?mtime=20190314130614.
- Edwards, P.E.T., and others (2013). Investing in nature: restoring coastal habitat blue infrastructure and green job creation. *Marine Policy*, vol. 38, pp. 65–71.
- Elkin, R.S. (2017). Beyond Restoration: Planting Coastal Infrastructure. In *Climate Change Adaptation in North America*, pp. 119–135. Springer.
- Gavey, R., and others (2017). Frequent sediment density flows during 2006 to 2015, triggered by competing seismic and weather events: observations from subsea cable breaks off southern Taiwan. *Marine Geology*, vol. 384, pp. 147–158.
- Gillies, Chris, and others (2019). Coastal habitat squeeze: a review of adaptation solutions for saltmarsh, mangrove and beach habitats. *Ocean and Coastal Management*, vol. 175, pp. 180–190.
- Gutscher, Marc-André, and others (2019). Fiber optic monitoring of active faults at the seafloor: I the FOCUS project. *Photoniques*, pp. 32–37.
- Hill, Kristina (2015). Coastal infrastructure: a typology for the next century of adaptation to sea-level rise. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, No. 9, pp. 468–476.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2019). Summary for Policymakers. In: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. H-O. Pörtner and others, eds. https://report.ipcc.ch/srocc/pdf/SROCC_FinalDraft_FullReport.pdf.
- International Association of Dredging Companies (2018). *Dredging in Figures 2017*.
- International Seabed Authority (2018). *Deep Seabed Mining and Submarine Cables*.
- Kazmierczak, A., and J. Carter (2010). Adaptation to climate change using green and blue infrastructure. A database of case studies. University of Manchester.
- Khalil, S.M., and R.C. Raynie (2015). Coastal restoration in Louisiana: an update. *Shore and Beach*, vol. 83, No. 4, p. 4.
- Kraus, Christoph, and Lionel Carter (2018). Seabed recovery following protective burial of subsea cables: observations from the continental margin. *Ocean Engineering*, vol. 157, pp. 251–261.
- Lin, Qiaoying, and Shen Yu (2018). Losses of natural coastal wetlands by land conversion and ecological degradation in the urbanizing Chinese coast. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, p. 15046.
- McManus, John W. (2017). Offshore coral reef damage, overfishing, and paths to peace in the South China Sea. *The International Journal of Marine and Coastal Law*, vol. 32, No. 2, pp. 199–237.
- Partnerships in Environmental Management for the Seas of East Asia (2018). *State of Oceans and Coasts 2018: Blue Economy Growth in the East Asian Region*. <http://pemsea.org/publications/reports/state-oceans-and-coasts-2018-blue-economy-growth-east-asian-region>.
- Pope, Ed. L., and others (2017). Damaging sediment density flows triggered by tropical cyclones. *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 458, pp. 161–169.
- Powell, E.J., and others (2018). A review of coastal management approaches to support the integration of ecological and human community planning for climate change. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 23, No. 1, pp.1–18.
- Quintillion (2020). System Specifications. <http://qexpressnet.com/system>.
- Rousseau, Yannick, and others (2019). Evolution of global marine fishing fleets and the response of fished resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 116, No. 25, pp. 12238–12243. <https://doi.org/10.1073/pnas.1820344116>.
- Schmitt, Klaus, and Thorsten Albers (2014). Area coastal protection and the use of bamboo breakwaters in the Mekong Delta. In *Coastal Disasters and Climate Change in Vietnam*, pp. 107–132. Elsevier.

- Sengupta, Dhritiraj, and others (2018). Building beyond land: an overview of coastal land reclamation in 16 global megacities. *Applied Geography*, vol. 90, pp. 229–238.
- Submarine Cable Network (2017). Quintillion activates Arctic subsea cable. www.submarinenetworks.com/en/systems/asia-europe-africa/arctic-fiber/quintillion-activates-arctic-subsea-cable.
- Sutton-Grier, Ariana E., and others (2015). Future of our coasts: the potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems. *Environmental Science and Policy*, vol. 51, pp. 137–148.
- Taormina, Bastien, and others (2018). A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 96, pp. 380–391.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) (2018). *Review of Maritime Transport*. Geneva.
- United States Committee on the Marine Transportation System (2018). *Revisiting Near-Term Recommendations to Prioritize Infrastructure Needs in the U.S. Arctic*. Washington, D.C., p. 43.
- Value Market Research (2017). Recreational Boating Industry Report: Trends, Forecast and Competitive Analysis. www.valuemarketresearch.com/report/recreational-boating-market.
- Wellman, Emory, and others (2017). Catching a wave? A case study on incorporating storm protection benefits into habitat equivalency analysis. *Marine Policy*, vol. 83, pp. 118–125.
- Williams, A.T., and others (2018). The management of coastal erosion. *Ocean and Coastal Management*, vol. 156, pp. 4–20.
- World Bank (2018). World Bank Board Approves West Africa Coastal Areas (WACA) Resilience Investment Project. www.worldbank.org/en/news/press-release/2018/04/09/world-bank-board-approves-west-africa-coastal-areas-waca-resilience-investment-project.

Chapitre 15

Changements concernant les pêches de capture et la récolte des invertébrés marins sauvages

Contributeurices et contributeurs : Porter Hoagland (organisateur de l'équipe de rédaction), Megan Bailey, Lena Bergstrom, Alida Bundy, Karen Evans (coresponsable d'équipe), Manuel Hidalgo, Andrew Johnson, Melina Kourantidou, Fernanda de Oliveira Lana, Enrique Marschoff (responsable d'équipe), Essam Mohammed (coresponsable d'équipe), Henn Ojaveer (coresponsable d'équipe), Franklin Ormaza-Gonzalez, Imants George Priede, Ylenia Randrianisoa (coresponsable d'équipe), Jörn Schmidt (coresponsable d'équipe), Zacharie Sohou, Burcu Bilgin Topçu et Chang Ik Zhang.

Principales observations

- De 2012 à 2017, les débarquements estimés de la pêche de capture marine à travers le monde ont augmenté de 3 % pour atteindre 80,6 millions de tonnes, et leur valeur brute estimée a évolué de 1 % pour atteindre 127 milliards de dollars.
- Certaines pêches de capture à travers le monde continuent de se heurter à une surexploitation, aux politiques de subvention des navires, à une gestion inefficace, aux prises accessoires et aux rejets, à la dégradation de l'habitat, aux engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés, et à la pêche illicite, non déclarée et non réglementée.
- En 2017, la Banque mondiale a estimé les pertes nettes annuelles des pêches de capture mondiales à 88,6 milliards de dollars pour l'année 2012 (exprimées en dollars de 2017), en raison de la surpêche. Si rien n'est fait pour les juguler dans un avenir proche, ces pertes pourraient représenter une perte d'actifs immobilisés naturels d'une valeur de plusieurs milliers de milliards de dollars.
- La grande majorité des débarquements de la pêche à petite échelle, artisanale ou de subsistance étaient destinés à la consommation humaine locale, contribuant ainsi largement à la sécurité alimentaire et à la nutrition dans les pays en développement. Cependant, la pêche illicite, non déclarée et non réglementée continue de poser des risques pour de nombreuses personnes qui dépendent de la pêche comme source de protéines, exacerbant la pauvreté, augmentant l'insécurité alimentaire et entravant potentiellement les efforts déployés pour atteindre les objectifs de développement durable.
- Les évaluations et la gestion scientifiques des stocks se traduisent par des résultats plus durables¹, et les réformes de la gestion conduisent à une reconstitution rapide (à l'échelle d'une décennie) des stocks, ce qui est source d'espoir. Il s'agit là d'enseignements essentiels, à l'heure où le monde commence à se tourner vers les pêcheries inexploitées et encore non réglementées des régions polaires et de l'océan profond (la zone mésopélagique).
- On s'attend à ce que les effets néfastes des changements climatiques sur les océans fassent obstacle à des résultats durables. En outre, les pays en développement qui dépendent de la pêche, en particulier de la pêche artisanale, sont très vulnérables aux changements climatiques.

1. Introduction

Si les débarquements mondiaux de pêches de capture marine ont connu une forte expansion à partir des années 1950 [Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2016d; 2018b; 2019a], ils se sont stabilisés depuis la fin des années 1980, avec un taux de croissance inférieur à 1 % depuis 2010 (FAO, 2019a). Entre 2012 et 2017, la production mondiale des pêches de capture marine (principalement les pêches constituant les débarquements) est restée stable, passant

de 78,4 millions de tonnes en 2012 à 80,6 millions de tonnes en 2017. De 2010 à 2017, les rendements des pêches de capture (en eau douce et marine) ont légèrement augmenté dans les pays développés, passant de 24,1 à 24,8 millions de tonnes (2,9 %), ainsi que dans les pays en développement, passant de 63 à 67,6 millions de tonnes (7,3 %) (FAO, 2019a).

En 2017, le prix mondial moyen pour l'ensemble des pêches était de 1,57 dollar le kilo, ce qui se traduit par une valeur brute au débarquement

¹ Dans le présent chapitre et selon les définitions données par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, les termes « durable », « biologiquement durable » et « rendement équilibré maximal » s'appliquent principalement aux stocks individuels.

estimée à 126,8 milliards de dollars pour les pêches de capture marine du monde entier (FAO, 2019a). Les bénéfices nets annuels des débarquements ont été estimés à seulement 3 milliards de dollars (données de 2012 indexées en dollars de 2017) (Banque mondiale et al., 2012; Tai et al., 2017; Banque mondiale, 2017). Des efforts de pêche excessifs, entraînant une diminution de la biomasse, ont provoqué une perte annuelle de bénéfices nets estimée à 88,9 milliards de dollars. Si rien n'est fait, on observera des pertes de capital naturel (c'est-à-dire la valeur actualisée ou « actuelle » des pertes futures survenant chaque année d'un niveau égal à l'estimation de 2012) de l'ordre de 1 300 à 4 400 milliards de dollars, en appliquant des taux sociaux de préférence pour le temps allant de 7 à 2 %.

Au cours de la dernière décennie, les marchés du poisson ont connu une mondialisation rapide, aggravant ainsi la vulnérabilité de la pêche artisanale à l'épuisement de certains stocks importants au niveau local (Crona et al., 2015; Kramer et al., 2017). En 2017, environ 38 % de la production halieutique mondiale a fait l'objet de transactions internationales, soit pour la consommation humaine, soit pour la farine et l'huile de poisson (FAO, 2018b). En 2017, la valeur des exportations des produits de la mer s'élevait à 156,5 milliards de dollars, dont 84,6 milliards (54 %) étaient attribués aux exportations des pays en développement.

Les débarquements mondiaux et leur valeur ont suggéré une évolution minime depuis la publication de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), qui s'appuyait sur des données allant jusqu'en 2012. La gouvernance s'est toutefois améliorée dans certaines régions, notamment grâce à la reconstitution de pêcheries au moyen d'une gestion prudente (FAO, 2018b; Hilborn et al., 2020). La littérature scientifique a recommandé une approche écosystémique de la gestion comme un outil utile à plus long terme, rapprochant la pêche commerciale des idéaux exprimés dans le Code de conduite pour une pêche responsable de 1995 (Long et al., 2015;

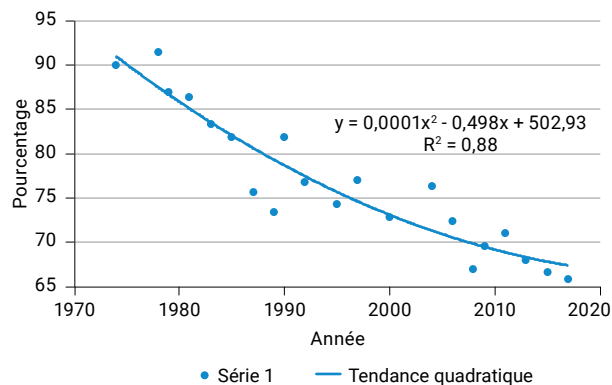
Patrick et Link, 2015; FAO, 2018a; Marshall et al., 2018; voir aussi le chapitre 27).

De nombreux éléments attestent d'une gestion non durable de certaines pêches mondiales (Réseau des solutions pour le développement durable, 2019), ce qui signifie que les cibles des objectifs de développement durable n'ont pas encore été atteintes², en particulier les cibles liées à la pêche dans le cadre de l'objectif n° 14, ainsi que d'autres cibles relatives à la sécurité alimentaire. Certains progrès ont toutefois été constatés (Nations Unies, 2019b). Au cours de la période allant de 2012 à 2017, les principaux enjeux étaient les suivants :

- Environ 60 % des pêches de capture marine mondiales pour lesquelles on dispose de données sont « exploitées selon un rendement équilibré maximal ». Cette proportion est en augmentation depuis 1990 (FAO, 2020b). La somme cumulée des proportions de stocks exploités selon un rendement équilibré maximal et de stocks « sous-exploités » a été prise en compte dans l'indicateur 14.4.1 (proportion de stocks de poissons dont le niveau est biologiquement durable) (voir figure I). De même, l'indicateur a également révélé la proportion croissante de stocks « surexploités » depuis 1974 (Réseau des solutions pour le développement durable, 2019; FAO, 2020a, 2020b; Banque mondiale, 2017; voir également figure I). À l'heure actuelle, 66 % des stocks de poissons sont soit exploités selon un rendement équilibré maximal, soit sous-exploités. En ce sens, la figure I souligne la nécessité d'inverser la tendance à la baisse de la somme cumulée des deux catégories, en améliorant les méthodes de gestion des 34 % de stocks de poissons qui ne se situent pas à des niveaux d'exploitation biologiquement durable.
- La pêche illicite, non déclarée et non réglementée s'est poursuivie, affaiblissant ainsi la gouvernance des pêches et contribuant au commerce illicite des produits de la mer (Macfadyen et al., 2019; Sumaila et al., 2020).

² Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

Figure I
Proportion de stocks de poissons exploités à un niveau biologiquement durable (indicateur 14.4.1 des objectifs de développement durable)



Les données reflètent la somme des pourcentages des pêcheries de capture marine mondiales qui ont été considérées comme étant soit « exploitées selon un rendement équilibré maximal » (59,6 % en 2017), soit « sous-exploitées » (6,2 % en 2017). Il convient de noter que le pourcentage de pêcheries ayant fait l'objet d'une exploitation selon un rendement équilibré maximal a augmenté entre 1990 et 2017. Par ailleurs, si on les soustrait de 100 % pour une année donnée, les données reflètent le pourcentage croissant du nombre de pêcheries qui ont été « surexploitées » (FAO, 2020a; 2020b).
 Abréviations : x, année; y, proportion de stocks de poissons dont le niveau est biologiquement durable; R², coefficient de détermination de la relation entre y et x et entre y et x².

- La politique de subvention des navires de pêche s'est poursuivie (Sumaila et al., 2019a) et inclut des subventions qui ont contribué à la surcapacité de pêche, à la pêche excessive et à l'épuisement des stocks (Rousseau et al., 2019). Sala et al. (2018) ont estimé que 54 % des zones de pêche en haute mer ne seraient plus rentables sans les subventions. Les négociations menées sous les auspices de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) sur la suppression de la politique de subvention de la pêche illicite, non déclarée et non réglementée et l'interdiction de certaines autres formes de subventions se sont poursuivies à un rythme accéléré et

un accord est attendu dans le courant de l'année 2020 (OMC, 2020).

- Les impacts de la pêche au chalut de fond sur les habitats marins ont continué de se faire sentir, mais des mesures ont été mises en œuvre par des États et des organisations ou arrangements régionaux de gestion des pêches pour atténuer les effets sur les fonds marins et les monts sous-marins. Par ailleurs, des progrès ont été réalisés dans l'élaboration d'indices d'intégrité des fonds marins pour évaluer les niveaux d'impact (Eigaard et al., 2017; Hiddink et al., 2017; Kroodsmas et al., 2018).
- La puissance de pêche (connue sous le nom de « technology creep ») dans les pêcheries démersales et pélagiques a continué d'augmenter régulièrement, mais souvent de façon imperceptible, à raison de 0,2 % par an en moyenne, ce qui a nécessité des ajustements compensatoires en matière de gestion (Palomares et Pauly, 2019a).
- Les engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés ont continué de nuire à l'intégrité des écosystèmes, imposant ainsi des coûts à la fois pour l'industrie et les autorités nationales (FAO, 2018b).
- Certaines organisations ou certains arrangements régionaux de gestion des pêches couvrant la haute mer n'ont pas été assez efficaces pour évaluer les stocks, faire respecter les limites de capture ou assurer la présence d'observateurs pour comptabiliser les captures, les prises accessoires ou les rejets [Cullis-Suzuki et Pauly, 2010; Crespo et Dunn, 2017; Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM), 2018a], mais les États ont été de plus en plus enclins à obtenir des résultats durables en augmentant l'efficacité de ces organisations ou arrangements, comme l'illustrent les accords sur les initiatives de coopération régionale telles que la Concorde de Jakarta de 2017 pour l'océan Indien³.
- Des lacunes importantes subsistent en matière de consensus sur les pratiques de

³ Concorde de Jakarta de l'Association des États riverains de l'océan Indien : promouvoir la coopération régionale pour un océan Indien pacifique, stable et prospère (adoptée le 7 mars 2017). Voir www.iora.int/media/23699/jakarta-concord-7-march-2017.pdf.

gestion permettant de préserver la santé des stocks de poissons, notamment : des juridictions contestées dans l'océan Pacifique central et le Sud-Ouest de l'océan Atlantique (Harrison, 2019); une efficacité suboptimale de la gestion des pêches en haute mer sur les plateaux et les monts sous-marins (CIEM, 2018b); des progrès limités en matière de conservation des stocks de poissons potentiels dans le centre de l'océan Arctique (avec un moratoire temporaire de 16 ans sur la pêche non réglementée en attente d'une entrée en vigueur); et l'absence d'une gestion des pêches potentielles dans la zone mésopélagique, où la réglementation est soit naissante soit inexistante (Priede, 2017; Hidalgo et Browman, 2019; Remesan et al., 2019).

Malgré ces problèmes et ces lacunes, des travaux de recherche scientifiques récents ont suggéré que, moyennant une gouvernance appropriée, le temps médian nécessaire pour reconstituer les stocks surexploités pourrait être inférieur à 10 ans. Par ailleurs, 98 % des stocks surexploités pourraient être considérés comme sains d'ici au milieu du siècle, à condition d'entreprendre des réformes (Sumaila et al., 2012; Neubauer et al., 2013; Costello et al., 2016; Hilborn et Costello, 2018; Garcia et al., 2018). Toutefois, la question du rétablissement des fonctions initiales des écosystèmes et populations reconstitués divise les scientifiques (Van Gemert et Andersen, 2018; Ingeman et al., 2019). Par ailleurs, pour certains stocks particulièrement affaiblis, comme la morue de l'Atlantique (*Gadus morhua*), les prévisions indiquaient des délais de reconstitution potentiels beaucoup plus longs (Neuenhoff et al., 2019).

Il a été démontré que l'évaluation et la gestion scientifiques des stocks de poissons amélioreraient leur durabilité (Hilborn et al., 2020). Les scientifiques ont estimé que les réformes en matière de gestion, y compris les approches basées sur les droits, pouvaient entraîner une augmentation significative des prises

annuelles (de 2 à 16 millions de tonnes) et des bénéfiques (de 31 à 53 milliards de dollars) (Costello et al., 2016). Les scientifiques ont également soutenu que l'augmentation de la biomasse et de la biodiversité, concomitante aux réformes en matière de gestion des pêches, faciliterait l'adaptation des écosystèmes océaniques aux changements climatiques mondiaux (Berkes et Ross, 2013; Armitage et al., 2017). Par conséquent, la reconstitution des stocks de poissons reste une priorité pour les États et les organisations internationales (Delpeuch et Hutniczak, 2019).

Même avec une gouvernance adaptée propice à la reconstitution des stocks, il était prévu que les effets néfastes des changements climatiques mondiaux freinent les progrès en matière de durabilité (Lam et al., 2016; Pentz et al., 2018; Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2019; Lotze et al., 2019; voir également chap. 5). Malgré des connaissances limitées sur la mesure dans laquelle l'évolution des conditions a contribué aux changements écosystémiques, les scientifiques ont constaté que les modifications des structures et des fonctions des écosystèmes marins étaient plus fréquentes que prévu. Ils ont affirmé que ces changements pourraient être difficiles à inverser (Selkoe et al., 2015; Samhuri et al., 2017).

Les effets des changements climatiques devraient également se traduire par une augmentation de l'intensité et de la fréquence des risques naturels, affectant ainsi la répartition et l'abondance des populations de poissons au niveau local (Barange et al., 2014; Bryndum-Buchholz et al., 2018). Selon les scientifiques, les pays en développement dépendant de la pêche devraient être les plus gravement touchés et, en raison des changements attendus dans la répartition des espèces et, partant, de l'augmentation de la migration transfrontalière des stocks, ces redistributions devront être prises en compte dans la future gouvernance internationale (Pinsky et al., 2018; Sumaila et al., 2019b).

2. Disparités entre les captures et les débarquements, objectifs de développement durable et pêche artisanale

2.1. Juridictions nationales

Entre 2012 et 2017, les débarquements mondiaux ont été stables, et les efforts de pêche sont restés fortement concentrés dans les eaux côtières (Tickler et al., 2018). On a constaté que les prises des flottes de pêche en eaux lointaines augmentaient plus rapidement que celles des pays d'origine, et que 78 % de la pêche industrielle traçable dans les zones économiques exclusives des pays à faible revenu était exploitée par des navires battant pavillon de pays à revenu élevé (McCauley et al., 2018). En 2016, les débarquements ont continué de croître fortement dans les zones tropicales pour atteindre 23,8 millions de tonnes, ont été stables dans les zones tempérées à 38,9 millions de tonnes, et ont affiché une grande variabilité dans les zones de remontée, chutant à 14,5 millions de tonnes (FAO, 2018b). Les tableaux 1 et 2 illustrent les variations nationales et régionales des débarquements moyens entre 2005 et 2014 par rapport à la période allant de 2015 à 2016 (FAO, 2018b).

De nouvelles estimations des prises mondiales de poissons, reconstituées à partir de données de 1950 à 2010 pour inclure les prises (et les rejets) qui manquaient dans les statistiques officielles, ont suggéré que les débarquements annuels mondiaux étaient sous-estimés d'au moins un tiers et que les prises diminuaient plus rapidement qu'on ne le pensait auparavant (Pauly et Zeller, 2016; Zeller et al., 2018). Selon cette méthode, une proportion importante de la pêche non déclarée comprenait les poissons rejetés et les captures des navires utilisés pour la pêche illicite, non déclarée et non réglementée, mais aussi des pêcheurs amateurs et des pêches artisanales. Les captures reconstituées pour les régions de la FAO ont révélé des différences particulièrement importantes par rapport aux débarquements enregistrés dans l'océan Atlantique Ouest, la mer Méditerranée et l'océan Indien (Palomares et Pauly, 2019b).

Le niveau de l'emploi dans la pêche mondiale en 2017 (40,4 millions de personnes) a connu une légère augmentation par rapport à 2012 (moins de 3 %) (FAO, 2019a), avec des variations régionales. En ce qui concerne la cible 2.3 des objectifs de développement durable, qui favorise notamment l'accès des petites pêches aux ressources productives, aux services et aux marchés (indicateur 2.3.1), des progrès ont été observés en matière d'élaboration de cadres réglementaires et institutionnels ciblés. Toutefois, plus de 20 % des pays pratiquant la pêche, en particulier ceux d'Océanie et d'Asie du Sud, n'ont affiché qu'un niveau faible à moyen de mise en œuvre de ces cadres (Nations Unies, 2019a).

On estime que la pêche à petite échelle emploie plus de 90 % des 120 millions de personnes qui pratiquent la pêche de capture dans le monde (dont environ 50 % de femmes) (Banque mondiale et al., 2012; FAO, 2015; 2019a). Malgré leur contribution significative aux captures mondiales, les pêcheries artisanales sont marginalisées, subissant la pression croissante des flottes industrialisées (et souvent subventionnées) et des autres utilisations des océans (Schuhbauer et Sumaila, 2016; Bundy et al., 2017; Ding et al., 2017; Willmann et al., 2017; Cohen et al., 2019). Les changements climatiques devraient avoir un impact négatif sur les personnes qui prennent part à la pêche artisanale. À cet égard, des stratégies d'adaptation ont été recensées, notamment en ce qui concerne le besoin de moyens de subsistance alternatifs (Shaffril et al., 2017).

Si la pêche de capture reste une source essentielle de nutrition et d'emploi pour des millions de personnes, on estime que plus de 820 millions de personnes demeurent sous-alimentées (FAO, 2019b). Entre 90 et 95 % des débarquements de la pêche artisanale étaient destinés à la consommation humaine locale, contribuant ainsi largement à la sécurité alimentaire et à la nutrition (Banque mondiale et al., 2012; Golden et al., 2016; Basurto et al., 2017; Johnson et al., 2018).

Tableau 1
Production de la pêche de capture marine par pays

Pays	Production (tonnes)			Variation en pourcentage		Variation, 2015 à 2016 (tonnes)
	Moyenne 2005–2014	2015	2016	2005–2014 (moyenne) to 2016	2015 à 2016	
Chine	13 189 273	15 314 000	15 246 234	15,6	- 0,4	- 67 766
Indonésie	5 074 932	6 216 777	6 109 783	20,4	- 1,7	- 106 994
États-Unis d'Amérique	4 757 179	5 019 399	4 897 322	2,9	- 2,4	- 122 077
Fédération de Russie	3 601 031	4 172 073	4 466 503	24	7,1	294 430
Pérou – total	6 438 839	4 786 551	3 774 887	- 41,4	- 21,1	- 1 011 664
Anchois non inclus	989 918	1 016 631	919 847	- 7,1	- 9,5	- 96 784
Inde	3 218 050	3 497 284	3 599 693	11,9	2,9	102 409
Japon ^a	3 992 458	3 423 099	3 167 610	- 20,7	- 7,5	- 255 489
Viet Nam	2 081 551	2 607 214	2 678 406	28,7	2,7	71 192
Norvège	2 348 154	2 293 462	2 033 560	- 13,4	- 11,3	- 259 902
Philippines	2 155 951	1 948 101	1 865 213	- 13,5	- 4,3	- 82 888
Malaisie	1 387 577	1 486 050	1 574 443	13,5	5,9	88 393
Chili – total	3 157 946	1 786 249	1 499 531	- 52,5	- 16,1	- 286 718
Anchois non inclus	2 109 785	1 246 154	1 162 095	- 44,9	- 6,7	- 84 059
Maroc	1 074 063	1 349 937	1 431 518	33,3	6	81 581
République de Corée	1 746 579	1 640 669	1 377 343	- 21,1	- 16	- 263 326
Thaïlande	1 830 315	1 317 217	1 343 283	- 26,6	2	26 066
Mexique	1 401 294	1 315 851	1 311 089	- 6,4	- 0,4	- 4 762
Myanmar ^a	1 159 708	1 107 020	1 185 610	2,2	7,1	78 590
Islande	1 281 597	1 318 916	1 067 015	- 16,7	- 19,1	- 251 901
Espagne	939 384	967 240	905 638	- 3,6	- 6,4	- 61 602
Canada	914 371	823 155	831 614	- 9,1	1	8 459
Province chinoise de Taïwan	960 193	989 311	750 021	- 21,9	- 24,2	- 239 290
Argentine	879 839	795 415	736 337	- 16,3	- 7,4	- 59 078
Équateur	493 858	643 176	715 357	44,9	11,2	72 181
Royaume-Uni	631 398	704 502	701 749	11,1	- 0,4	- 2 753
Danemark	735 966	868 892	670 207	- 8,9	- 22,9	- 198 685
Total : 25 principaux pays	65 451 506	66 391 560	63 939 966	- 2,3	- 3,7	- 2 451 594
Total : 170 autres pays	14 326 675	14 856 282	15 336 882	7,1	3,2	480 600
Total mondial	79 778 181	81 247 842	79 276 848	- 0,6	- 2,4	- 1 970 994
Part des 25 principaux pays	82 %	81,70 %	80,70 %			

^a Les chiffres de production pour 2015 et 2016 sont des estimations.
Source : FAO (2018b).

Tableau 2
Zones de pêche et production de capture

Code de la zone de pêche	Nom de la zone de pêche	Production (tonnes)			Variation en pourcentage		Variation, 2015 à 2016 (tonnes)
		Moyenne 2005–2014	2015	2016	2005–2014 (moyenne) à 2016	2015 à 2016	
21	Atlantique, Nord-Ouest	2 041 599	1 842 787	1 811 436	- 11,3	- 1,70	- 31 351
27	Atlantique, Nord-Est	8 654 911	9 139 199	8 313 901	- 3,9	- 9,00	- 825 298
31	Atlantique, Centre-Ouest	1 344 651	1 414 318	1 563 262	16,3	10,50	148 944
34	Atlantique, Centre-Est	4 086 427	4 362 180	4 795 171	17,3	9,90	432 991
37	Mer Méditerranée et mer Noire	1 421 025	1 314 386	1 236 999	- 13	- 5,90	- 77 387
41	Atlantique, Sud-Ouest	2 082 248	2 427 872	1 563 957	- 24,9	- 35,60	- 863 915
47	Atlantique, Sud-Est	1 425 775	1 677 969	1 688 050	18,4	0,60	10 081
51	Océan Indien, Ouest	4 379 053	4 688 848	4 931 124	13,9	5,20	242 276
57	Océan Indien, Est	5 958 972	6 359 691	6 387 659	7,2	0,40	27 968
61	Pacifique, Nord-Ouest	20 698 014	22 057 759	22 411 224	7,7	1,60	353 465
67	Pacifique, Nord-Est	2 871 126	3 164 604	3 092 529	7,7	- 2,30	- 72 075
71	Pacifique, Centre-Ouest	11 491 444	12 625 068	12 742 955	10,9	0,90	117 887
77	Pacifique, Centre-Est	1 881 996	1 675 065	1 656 434	- 12	- 1,10	- 18 631
81	Pacifique, Sud-Ouest	613 701	551 534	474 066	- 22,8	- 14,00	- 77 468
87	Pacifique, Sud-Est	10 638 882	7 702 885	6 329 328	- 40,5	- 17,80	- 1 373 557
18, 48, 58, 88	Zones arctiques et antarctiques	188 360	243 677	278 753	48	14,40	35 076
	Total mondial	79 778 184	81 247 842	79 276 848	19	- 43,90	- 1 970 994

Source : FAO (2018b).

L'application des technologies de l'information pour aider à élargir les possibilités de la pêche artisanale dans des domaines tels que la sécurité, la mise en commun des connaissances locales, le renforcement des capacités et la gouvernance, a été décrite dans les Directives volontaires visant à assurer la durabilité de la pêche artisanale dans le contexte de la sécurité alimentaire et de l'éradication de la pauvreté (FAO, 2015), considérées comme essentielles pour atteindre les objectifs de

développement durable en lien avec la pêche (Said et Chuenpagdee, 2019). La mise en œuvre devait prendre du temps, mais le recours croissant à des approches fondées sur les droits humains a permis de renforcer les capacités de ces pêches (Song et Soliman, 2019). Des efforts de recherche tels que le partenariat mondial « Too Big to Ignore » ont été organisés pour sensibiliser à la pêche artisanale (Too Big to Ignore, 2020). En ce sens, l'Assemblée générale a déclaré l'année 2022

Année internationale de la pêche et de l'aquaculture artisanales⁴.

Les subventions ont exacerbé les problèmes de surcapacité de pêche et de surpêche, surtout lorsqu'elles concernaient la pêche illicite, non déclarée et non réglementée. Certaines subventions destinées à des pêcheries bien gérées ont été bénéfiques, comme les investissements dans l'évaluation des stocks. En 2018, les subventions mondiales annuelles à la pêche étaient estimées à 35,4 milliards de dollars, contre 41,4 milliards dix ans plus tôt (données de 2009 exprimées en dollars de 2018), mais cette baisse n'a pas été jugée significative (Sumaila et al., 2019a). La plupart des subventions ont été fournies par des pays développés (Schuhbauer et al., 2017). Les subventions (préjudiciables) au renforcement des capacités ont augmenté en proportion du total, représentant 63 % de l'ensemble des subventions (environ 22 milliards de dollars) contre 57 % il y a dix ans (Sumaila et al., 2019a).

Des progrès ont été réalisés dans la proposition de directives pour l'évaluation des pêches et la comptabilisation de leurs contributions dans des environnements pauvres en données (Cai et al., 2019). La FAO a introduit une méthodologie pour l'indicateur 14.7.1 des objectifs de développement durable afin de mesurer la pêche durable en pourcentage du produit intérieur brut (FAO, 2020c). Un indicateur plus complet comprenant la pêche illicite, non déclarée et non réglementée, les rentes des ressources et le commerce des services de pêche est également en cours d'élaboration.

2.2. Pêche hauturière

Un grand nombre des pêches de capture les plus précieuses du monde se concentraient sur les superprédateurs grands migrateurs, capables de passer dans les zones économiques exclusives adjacentes ou migrant entre ces zones et la haute mer (Sumaila et al., 2015). La pêche de groupes d'espèces tels que les thonidés, les poissons-épées et les requins a été ciblée par les flottes nationales dans leurs propres zones économiques exclusives, ou

par les flottes internationales autorisées à pénétrer dans des zones étrangères ou en haute mer. L'utilisation de l'espace océanique par les pêches à la palangre, par exemple, recoupe à plus de 75 % la répartition spatiale connue des requins à valeur commerciale (Queiroz et al., 2019). Les débarquements des pêches de capture en haute mer sont passés d'environ 0,5 million de tonne à 4,3 millions de tonnes entre 1950 et 2014 (Cheung et al., 2019).

Depuis les années 1950, la pêche industrielle s'est considérablement développée, avec une augmentation des débarquements provenant des eaux côtières, de la haute mer (en particulier des grandes zones pélagiques) et des régions polaires (Nations Unies, 2017; Watson et Tidd, 2018). Les rendements en haute mer ont atteint un sommet en 1989, avec 5,2 millions de tonnes, pour ensuite légèrement diminuer au cours des trois dernières décennies. Bien que la haute mer représente 60 % de l'océan mondial, les rendements des pêches de capture ne représentent que 5 % environ des rendements mondiaux des poissons et des invertébrés. La contribution de la pêche en haute mer à l'approvisionnement mondial en produits de la mer était donc d'une importance mineure pour la sécurité alimentaire pendant cette période (Schiller et al., 2018).

Les navires battant pavillon de pays à revenu élevé représentaient 97 % des navires de pêche industrielle en haute mer (McCauley et al., 2018). La pêche à la palangre représenterait de 84 % à 87 % du volume horaire de la pêche en haute mer (Crespo et al., 2018). Plus de 80 % de la pêche étaient imputables à des navires appartenant à cinq pays seulement. De 1950 à 2014, la distance parcourue par les navires de pêche industrielle depuis le port a plus que doublé, mais dans le même temps, on a constaté une baisse de 25 à 7 tonnes (prises) par million de mètres (distance) parcourus (Tickler et al., 2018).

Près de 95 % des zones océaniques libres de glace étaient exploitées par la pêche industrielle. Toutefois, après avoir atteint un pic en 1996, le total des prises industrielles a diminué de 18 % et les prises industrielles par

⁴ Voir la résolution 72/72 de l'Assemblée générale.

unité de surface pêchée ont diminué de 22 % (Tickler et al., 2018). On a constaté que l'intensité de la pêche (effort mensuel) pratiquée par les palangriers augmentait dans les régions

boréales pendant les mois d'été, l'intensité étant liée aux prédicteurs environnementaux (Crespo et al., 2018).

3. Débarquements d'invertébrés

Les pêches d'invertébrés marins sont passées d'environ 12,4 millions de tonnes en 2012 à 12,5 millions de tonnes en 2017, soit un taux de croissance de seulement 0,1 % par an. Les débarquements d'invertébrés marins ont concerné différents types d'organismes, notamment des mollusques (calmars, poulpes

et coquillages), des crustacés (crevettes, crevettes roses, crabes, homards et krill), des échinodermes (oursins et concombres de mer) et des tuniciers. Les rendements de ces groupes représentaient environ 15,5 % des débarquements mondiaux des pêches de capture marine en 2017 (FAO, 2019a).

4. Niveaux de prises accessoires et effets secondaires

Peu de séries chronologiques étaient disponibles pour expliquer les tendances des prises accessoires (CIEM, 2018a). En raison des restrictions réglementaires ou d'une mauvaise qualité, les poissons non ciblés capturés ou endommagés étaient souvent rejetés. En 2019, on a estimé que les niveaux de rejets mondiaux représentaient 10,8 % des prises mondiales

(données de 2010 à 2014), soit 9,1 millions de tonnes (fourchette comprise entre 6,7 millions de tonnes et 16,1 millions de tonnes) (Pérez Roda et al., 2019). Des progrès sont réalisés en termes de politiques et de mesures de gestion en vue de gérer les impacts sur les espèces cibles et de tenir compte des répercussions sur d'autres espèces (CIEM, 2019).

5. Pertes de poissons après capture

Les pertes après capture s'entendent des poissons pêchés qui ont perdu une partie de leur valeur en raison d'une détérioration de la qualité, les rendant non comestibles ou non commercialisables (Diei-Ouadi et Mgawe, 2011). Ces pertes ont constitué un problème principalement pour la pêche artisanale, dont la capacité de stockage, la transformation et les modes de transport sont limités. L'estimation mondiale la plus récente concernant les

pertes de poissons non rejetés après capture était de 10 à 12 millions de tonnes par an (Manning, 2010). Des études plus récentes sur ces pertes se sont limitées aux pêcheries locales, en particulier en Afrique et en Asie, où l'on a constaté que les pertes étaient moindres pour les pêcheurs plus âgés et les pêcheurs plus instruits et issus de ménages plus nombreux (Adelaja et al., 2018, entre autres).

6. Potentiel d'amélioration des pêches

La propagation des stocks de poissons, plus connue sous le nom d'amélioration des pêches, comprend un ensemble d'approches de gestion impliquant l'utilisation de technologies aquacoles, des programmes de mariculture, la construction de récifs artificiels et la mise à l'eau d'œufs et de larves pour restaurer les stocks de poissons dont les populations sont

en déclin. Les connaissances scientifiques étaient émergentes, mais elles ont montré qu'il était possible d'augmenter les rendements de la pêche au-delà de ce que permettait la seule exploitation des stocks sauvages, même si les conséquences écologiques n'étaient pas encore bien comprises (Taylor et al., 2017).

7. Les protéines et les huiles marines dans l'agriculture et l'aquaculture

La farine de poisson est utilisée comme aliment pour animaux, et l'huile de poisson comme additif alimentaire pour l'aquaculture et le bétail. Les poissons entiers servant de matière brute sont « réduits » par la cuisson, le pressage et le chauffage pour obtenir des rapports de rendement de l'ordre de 22 % à 23 % entre les poissons entiers et la farine de poisson et de l'ordre de 4 % à 5 % entre les poissons entiers et l'huile de poisson. Les débarquements mondiaux de poissons entiers à ces fins s'élevaient à 14,3 millions de tonnes en 2016 (FAO, 2018b). En 2016, la production mondiale de farine de poisson était de 4,4 millions de tonnes et celle d'huile de poisson de 0,9 million de tonne. En 2016, 69 % de la production de farine de poisson et 75 % de la production d'huile de poisson étaient destinés à l'aquaculture. Dans l'agriculture, 23 % des farines de poisson ont été utilisées pour l'élevage porcin, 5 % pour l'aviculture et 3 % à d'autres fins.

Les aliments aquacoles pour l'élevage de crevettes ou de poissons à nageoires (voir chap. 16) comprenaient la farine et l'huile de poisson, les graines oléagineuses (en

particulier le soja) et les sous-produits de la transformation d'autres produits de la pêche (Silva et al., 2018). Les estimations de la production totale d'aliments aquacoles étaient de 40,1 millions de tonnes en 2018 (Alltech, 2019), ce qui fait que la composante attribuée à la réduction des poissons représente moins de 15 % du total. Cette proportion devrait passer sous la barre des 10 % d'ici à 2020 (Fry et al., 2016). En 2016, 19 % de la production mondiale de farine de poisson provenaient de sous-produits de la pêche (Institute of Aquaculture, 2016). Cette proportion devrait passer à 38 % d'ici à 2025 (FAO, 2018b).

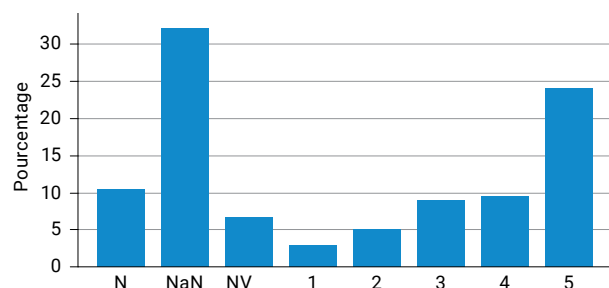
Des pêches commerciales de krill ont été entreprises dans l'océan Austral et dans quelques autres régions pour fournir de la farine et de l'huile de poisson (Observatoire européen des marchés des produits de la pêche et de l'aquaculture, 2018). Les pêcheries de poissons mésopélagiques ont été explorées pour les mêmes utilisations finales, mais les coûts de capture des poissons ont été jugés élevés et les conséquences écologiques de leur exploitation n'ont pas encore été pleinement évaluées (Hidalgo et Browman, 2019).

8. Pêche illicite, non déclarée et non réglementée

La pêche illicite, non déclarée et non réglementée a affaibli les efforts de gestion durable des pêches, augmentant les risques pour 4,3 milliards de personnes qui dépendaient de la pêche comme source de protéines (FAO, 2016d), exacerbant la pauvreté, augmentant l'insécurité alimentaire et entravant potentiellement les efforts pour atteindre certaines des cibles des objectifs de développement durable (FAO, 2016b). En 2016, la pêche illicite, non déclarée et non réglementée était considérée comme responsable de captures annuelles allant jusqu'à 26 millions de tonnes, pour une valeur brute au débarquement pouvant atteindre 23 milliards de dollars (FAO, 2016c). Plusieurs instruments juridiques internationaux

intègrent des mesures visant à éliminer les subventions à la pêche illicite, non déclarée et non réglementée, et l'indicateur 14.6.1 permet de suivre la mise en œuvre de ces instruments aux niveaux national, régional et mondial (voir figure II). Dans le monde entier, le score global du degré de mise en œuvre des instruments applicables était modéré (se situant dans la fourchette 3). Les négociations sur l'utilisation de mesures commerciales internationales en vue de supprimer les subventions à la pêche illicite, non déclarée et non réglementée (et pour interdire certaines autres formes de subventions) se sont poursuivies à l'OMC, avec l'espoir de parvenir à un accord dans le courant de l'année 2020 (OMC, 2020).

Figure II
Indicateur de la cible 14.6 des objectifs de développement durable



Note : La cible 14.6 consiste à interdire, d'ici à 2020, certaines formes de subventions à la pêche contribuant à la surcapacité de pêche et à la surpêche, à supprimer celles qui favorisent la pêche illicite, non déclarée et non réglementée et à s'abstenir d'en accorder de nouvelles, sachant que l'octroi d'un traitement spécial et différencié efficace et approprié aux pays en développement et aux pays les moins avancés doit faire partie intégrante des négociations sur les subventions à la pêche menées dans le cadre de l'OMC. Plus précisément, la figure montre, au 30 juin 2020, la proportion des 199 juridictions de la FAO (principalement des États) ayant mis en œuvre, à des degrés divers, des instruments juridiques internationaux visant à éliminer les subventions contribuant à la pêche illicite, non déclarée et non réglementée. Sur la base des réponses à un questionnaire, l'axe des abscisses représente les scores relatifs au degré de mise en œuvre des instruments juridiques applicables, allant de « sans objet » (N; par exemple, dans le cas d'un pays sans littoral), à « aucune réponse » (NaN; ou en cas de méthode de calcul inconnue) ou encore « non validé » par un système statistique national de notification à l'échelle mondiale (NV) ou au degré de validation très faible (1), faible (2), modéré (3), élevé (4) très élevé (5). Six instruments juridiques applicables étaient disponibles; pour déterminer les notes sous-jacentes attribuées à chaque État, la FAO a attribué aux instruments une pondération qui dépendait de leur pertinence par rapport à la cible 14.6.

Abréviations : N, sans objet; NaN, aucune réponse; NV, non validé.

Source : FAO (2020d).

Lorsque les captures des navires utilisés pour la pêche illicite, non déclarée et non réglementée contribuent au commerce illicite des produits de la mer, il en résulte des conséquences économiques et sociales importantes. Par exemple, le détournement du poisson du commerce légitime a entraîné des pertes annuelles

mondiales estimées entre 26 et 50 milliards de dollars en contributions économiques aux États et entre 2 et 4 milliards de dollars en pertes de recettes fiscales pour les États (Sumaila et al., 2020).

La pêche illicite est également liée à la fraude sur les produits de la mer (Miller et Sumaila, 2016). On constate qu'elle est également associée au trafic de drogue et à la traite des êtres humains, ainsi qu'au travail forcé (Nations Unies, 2017; Tickler et al., 2019). L'Organisation internationale du Travail (OIT) a estimé qu'une proportion importante des 21 millions de personnes contraintes au travail forcé à travers le monde était impliquée dans l'industrie mondiale de la pêche, y compris l'aquaculture, bien que les chiffres exacts soient difficiles à déterminer (FAO et OIT, 2013; OIT, 2016; Cavalli et al., 2019). On pensait que le travail forcé dans les pêcheries des pays développés était rare, mais on a découvert que les consommateurs de ces pays avaient acheté des produits de la mer à des producteurs qui avaient recours à cette pratique (Tickler et al., 2019).

Le mois de juin 2016 a été marqué par l'entrée en vigueur de l'Accord relatif aux mesures du ressort de l'État du port visant à prévenir, contrecarrer et éliminer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée⁵, le premier accord international contraignant à cibler spécifiquement la pêche illicite, non déclarée et non réglementée. Sa mise en œuvre effective devait contribuer à la conservation à long terme et à l'utilisation durable des ressources marines vivantes et des écosystèmes marins (FAO, 2016b). Au 30 juin 2020, 61 États étaient parties à l'Accord à travers le monde. Son principal objectif est de prévenir, contrecarrer et éliminer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée en empêchant les navires pratiquant cette pêche de débarquer leurs prises dans les ports des États parties. L'accord devrait donc freiner les incitations à poursuivre ces activités pour les navires concernés et empêcher les produits de la pêche issus de cette pêche d'atteindre les marchés nationaux et internationaux.

⁵ Voir www.fao.org/port-state-measures/resources/detail/en/c/1111616.

9. Perspectives

Les preuves empiriques, associées aux progrès de la modélisation dans le domaine des sciences de la pêche, ont démontré qu'une gestion efficace pouvait améliorer les stocks de poissons, augmenter les rendements et les rentes de ressource et assurer une plus grande sécurité alimentaire dans les pays en développement. L'absence de gouvernance efficace et durable dans certaines pêcheries du monde a toutefois montré que celles-ci continuaient d'être affectées par la surexploitation, les subventions existantes, la pêche illicite, non déclarée et non réglementée, le commerce illicite, les prises accessoires et les rejets, les dommages causés à l'habitat par la pêche au chalut de fond, les pertes de poissons après capture et l'abandon d'engins. Si la proportion des pêches de capture marine mondiales désignées comme « exploitées selon un rendement équilibré maximal » a continué à croître, la proportion de celles « surexploitées » a également augmenté.

Des efforts importants, y compris des négociations internationales sous l'impulsion de l'OMC, ont continué d'être déployés pour interdire certaines subventions aux navires de pêche et pour éliminer les subventions à la pêche illicite, non déclarée et non réglementée. En outre, l'Accord relatif aux mesures du ressort de l'État du port, dont l'objet est de limiter les débarquements de captures illicites, non déclarées et non réglementées, est entré en vigueur. Toutefois, tous les États ne l'ont pas adopté.

Les changements climatiques mondiaux ont déjà entraîné des changements dans la répartition et l'abondance des populations de poissons, qui devraient se poursuivre ou s'accélérer. Les scientifiques s'attendent à ce que les effets néfastes des changements climatiques entravent les progrès vers la durabilité des pêches de capture marine, même avec une gouvernance appropriée permettant une reconstitution des stocks.

10. Principales lacunes en matière de connaissances

Les altérations structurelles et fonctionnelles des écosystèmes marins dues à la pression des activités anthropiques, notamment la surpêche, la pollution par les nutriments et les changements climatiques, sont de plus en plus fréquentes. Sur ce dernier point en particulier, on ne comprend pas bien dans quelle mesure les changements climatiques ont contribué à la redistribution des stocks commercialement importants ou ont entraîné des changements potentiellement irréversibles des structures et des processus des écosystèmes marins. Les pays en développement qui dépendent de la pêche pour leur sécurité alimentaire, leur nutrition et leurs exportations devraient être plus sévèrement touchés que les pays dont l'économie est plus diversifiée, mais cette hypothèse doit encore être approfondie.

Il est nécessaire de mieux comprendre le potentiel de migration des stocks commerciaux vers l'océan Arctique central (voir chap. 7) ainsi que la valeur commerciale et l'importance écologique d'autres stocks encore inexploités dans les eaux profondes, comme la zone mésopélagique.

Les scientifiques ont prédit que les améliorations de la gouvernance de la pêche, y compris l'application d'outils de gestion efficaces, entraîneraient une augmentation de la biomasse et de la biodiversité, permettant ainsi aux écosystèmes océaniques de s'adapter aux changements climatiques mondiaux. Toutefois, la question du rétablissement des fonctions initiales des écosystèmes et des populations reconstitués n'a pas fait l'objet d'un consensus scientifique.

11. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

La reconstitution des stocks de poissons reste une priorité pour les États et les organisations internationales, mais les ressources financières nécessaires pour entreprendre des évaluations scientifiques des stocks et mettre en œuvre des mesures de conservation et de gestion efficaces doivent être soutenues et renforcées dans de nombreuses pêcheries, notamment celles des pays en développement.

Toutefois, avec une gouvernance appropriée, les études les plus optimistes ont conclu que le délai médian nécessaire à la reconstitution des stocks surexploités pourrait être inférieur à dix ans. En outre, une grande partie des stocks surexploités pourrait être considérée comme saine d'ici le milieu du XXI^e siècle, à condition que les réformes voulues soient menées pour assurer une gestion durable.

Références

- Adelaja, Olusumbo Adeolu, and others (2018). Assessment of post-harvest fish losses Croaker *Pseudolithus elongatus* (Bowdich, 1825), Catfish *Arius heudeloti* (Valenciennes, 1840) and Shrimp *Nematopalaemon hastatus* (Aurivillius, 1898) in Ondo State, Nigeria. *Aquaculture and Fisheries*, vol. 3, No. 5, pp. 209–216. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2018.05.002>.
- Alltech (2019). 2019 Alltech Global Feed Survey estimates world feed production increased by 3 per cent to 1.103 billion metric tons. www.alltech.com/press-release/2019-alltech-global-feed-survey-estimates-world-feed-production-increased-3-percent.
- Armitage, Derek, and others (2017). *Governing the Coastal Commons*. Taylor and Francis.
- Barange, M., and others (2014). Impacts of climate change on marine ecosystem production in societies dependent on fisheries. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 3, pp. 211–216.
- Basurto, Xavier, and others (2017). *Improving our knowledge on small-scale fisheries: data needs and methodologies*. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings, No. 56. Rome: FAO. www.fao.org/3/a-i8134e.pdf.
- Berkes, Fikret, and Helen Ross (2013). Community resilience: toward an integrated approach. *Society and Natural Resources*, vol. 26, No. 1, pp. 5–20.
- Bryndum-Buchholz, Andrea, and others (2018). Twenty-first-century climate change impacts on marine animal biomass and ecosystem structure across ocean basins. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 2, pp. 459–472.
- Bundy, Alida, and others (2017). Strong fisheries management and governance positively impact ecosystem status. *Fish and Fisheries*, vol. 18, No. 3, pp. 412–439.
- Cai, Junning, and others (2019). *Understanding and measuring the contribution of aquaculture and fisheries to gross domestic product (GDP)*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 606. Rome: FAO. www.fao.org/3/CA3200EN/ca3200en.pdf.
- Cavalli, Lissandra, and others (2019). Scoping global aquaculture occupational safety and health. *Journal of Agromedicine*. <https://doi.org/10.1080/1059924X.2019.1655203>.
- Cheung, William W.L., and others (2019). Future scenarios and projections for fisheries on the high seas under a changing climate. Working Paper. London: International Institute for Environment and Development. <http://pubs.iied.org/16653IIED>.
- Cohen, Philippa, and others (2019). Securing a just space for small-scale fisheries in the blue economy. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 171.

- Costello, Christopher, and others (2016). Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 113, No. 18, pp. 5125–5129. <https://doi.org/10.1073/pnas.1520420113>.
- Crespo, Guillermo Ortuño, and Daniel C. Dunn (2017). A review of the impacts of fisheries on open-ocean ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 9, pp. 2283–2297. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx084>.
- Crespo, Guillermo Ortuño, and others (2018). The environmental niche of the global high seas pelagic longline fleet. *Science Advances*, vol. 4, No. 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat3681>.
- Crona, B.I., and others (2015). Using social-ecological syndromes to understand impacts of international seafood trade on small-scale fisheries. *Global Environmental Change*, vol. 35, pp. 162–175. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.07.006>.
- Cullis-Suzuki, Sarika, and Daniel Pauly (2010). Failing the high seas: a global evaluation of regional fisheries management organizations. *Marine Policy*, vol. 34, No. 5, pp. 1036–1042. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.03.002>.
- Delpuech, Claire, and Barbara Hutniczak (2019). Encouraging policy change for sustainable and resilient fisheries, No. 127. <https://doi.org/10.1787/31f15060-en>.
- Diei-Ouadi, Yvette, and Yahya I. Mgawe (2011). *Post-harvest fish loss assessment in small-scale fisheries: a guide for the extension officer*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 559. Rome: FAO. www.fao.org/3/i2241e/i2241e.pdf.
- Ding, Qi, and others (2017). Vulnerability to impacts of climate change on marine fisheries and food security. *Marine Policy*, vol. 83, pp. 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.011>.
- Eigaard, Ole R., and others (2017). The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 3, pp. 847–865. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw194>.
- European Market Observatory for Fishery and Aquaculture Products (2018). *Blue Bioeconomy: Situation Report and Perspectives*. Brussels: Directorate General for Maritime Affairs and Fisheries, European Commission. www.eumofa.eu/documents/20178/84590/Blue+bioeconomy_Final.pdf.
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2015). *Voluntary Guidelines for Securing Sustainable Small-Scale Fisheries in the Context of Food Security and Poverty Eradication*. Rome. www.fao.org/voluntary-guidelines-small-scale-fisheries/ihh/en.
- _____ (2016a). *Global Implications of Illegal, Unreported and Unregulated (IUU) Fishing*. Rep. No. NIC WP 2016-02. Rome.
- _____ (2016b). *Illegal, Unreported and Unregulated Fishing*. Rome. www.fao.org/3/a-i6069e.pdf.
- _____ (2016c). *The FAO Agreement on Port State Measures (PSMA) to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing*. Rome. www.fao.org/port-state-measures/en.
- _____ (2016d). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016*. Rome. www.fao.org/3/a-i5555e.pdf.
- _____ (2018a). *Implementation of the 1995 FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries*. Rome. www.fao.org/fishery.
- _____ (2018b). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome. www.fao.org/state-of-fisheries-aquaculture.
- _____ (2019a). *Fishery and Aquaculture Statistics 2017*. Rome. www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB2017_USBcard/index.htm.
- _____ (2019b). *The State of Food Security and Nutrition in the World: Safeguarding against Economic Slow-Downs and Downturns*. Rome. www.fao.org/state-of-food-security-nutrition/en.

- _____ (2020a). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020*. Rome. www.fao.org/publications/sofia/2020/en.
- _____ (2020b). *Sustainable Development Goals: Indicator 14.4.1: Proportion of fish stocks within biologically sustainable levels*. Rome. www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/1441/en.
- _____ (2020c). *Sustainable Development Goals: Indicator 14.7.1: Sustainable fisheries as a percentage of GDP in small island developing States, least developed countries and all countries*. Rome. www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/1471/en.
- _____ (2020d). *Sustainable Development Goals: SDG Indicator 14.6.1: Progress by countries in the degree of implementation of international instruments aiming to combat illegal, unreported and unregulated fishing*. Rome. www.fao.org/sustainable-development-goals/indicators/14.6.1/en.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and International Labour Organization (ILO) (2013). *Guidance on Addressing Child Labour in Fisheries and Aquaculture*. Rome. ISBN 978-92-5-107709-2.
- Fry, Jillian P., and others (2016). Environmental health impacts of feeding crops to farmed fish. *Environment International*, vol. 91, pp. 201–214. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.02.022>.
- Garcia, Serge M., and others, eds. (2018). *Rebuilding of marine fisheries – Part 1: Global review*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 630/1. Rome: FAO. www.fao.org/3/ca0161en/CA0161EN.pdf.
- Golden, Christopher D., and others (2016). Nutrition: fall in fish catch threatens human health. *Nature News*, vol. 534, No. 7607, p. 317.
- Harrison, J. (2019). Key challenges relating to the governance of regional fisheries. In *Strengthening International Fisheries Law in an Era of Changing Oceans*, Richard Caddell and Erik J. Molenaar, eds. New York: Hart Publishing.
- Hidalgo, Manuel, and Howard I. Browman (2019). Developing the knowledge base needed to sustainably manage mesopelagic resources. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 76, No. 3, pp. 609–615. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz067>.
- Hiddink, Jan Geert, and others (2017). Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 114, No. 31, pp. 8301–8306. <https://doi.org/10.1073/pnas.1618858114>.
- Hilborn, Ray, and Chris Costello (2018). The potential for blue growth in marine fish yield, profit and abundance of fish in the ocean. *Marine Policy*, vol. 87, pp. 350–355. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.02.003>.
- Hilborn, Ray, and others (2020). Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 117, No. 4, pp. 2218–2224. <https://doi.org/10.1073/pnas.1909726116>.
- Ingeman, Kurt E., and others (2019). Ocean recoveries for tomorrow's Earth: hitting a moving target. *Science*, vol. 363, No. 6425. <https://doi.org/10.1126/science.aav1004>.
- Institute of Aquaculture (2016). *Project to Model the Use of Fisheries By-Products in the Production of Marine Ingredients, with Special Reference to the Omega 3 Fatty Acids EPA and DHA*. Stirling, Scotland: University of Stirling and IFFO The Marine Ingredients Organisation.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2019). Summary for policymakers. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, Hans-Otto Pörtner and others, eds. Monaco: IPCC, 51st session, working groups I and II (24 September 2019).
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2018a). *Report from the Working Group on By-catch of Protected Species (WGBYC)*. Reykjavik, Iceland, 1–4 May 2018. ICES CM 2018/ACOM:25.

- _____ (2018b). *Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO)*. San Pedro Del Pinatar, Spain, 12–19 April 2018. ICES CM 2018/ACOM:27.
- _____ (2019). *Ecosystem Overviews*. <https://www.ices.dk/advice/ESD/Pages/Ecosystem-overviews.aspx>.
- International Labour Organization (ILO) (2016). *Fishers first-good practices to end labour exploitation at sea*. Geneva. ISBN: 978-92-2-131290-1.
- Johnson, Derek S., and others (2018). *Social Wellbeing and the Values of Small-Scale Fisheries*. Springer.
- Kramer, Daniel B., and others (2017). Coastal livelihood transitions under globalization with implications for trans-ecosystem interactions. *PLoS One*, vol. 12, No. 10, pp. 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186683>.
- Kroodsmma, David A., and others (2018). Tracking the global footprint of fisheries. *Science*, vol. 359, No. 6378, p. 904. <https://doi.org/10.1126/science.aao5646>.
- Lam, Vicky W.Y., and others (2016). Projected change in global fisheries revenues under climate change. *Scientific Reports*, vol. 6, No. 1, art. 32607. <https://doi.org/10.1038/srep32607>.
- Long, Rachel D., and others (2015). Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy*, vol. 57, pp. 53–60. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.01.013>.
- Lotze, Heike K., and others (2019). Global ensemble projections reveal trophic amplification of ocean biomass declines with climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 116, No. 26, pp. 12907–12912. <https://doi.org/10.1073/pnas.1900194116>.
- Macfadyen, G., and others (2019). *IUU Fishing Index*. Hampshire, United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland: Poseidon Aquatic Resource Management Limited and The Global Initiative Against Transnational Organized Crime. www.iuufishingindex.net.
- Manning, P. (2010). *Fisheries and Aquaculture Topics: Food Security and Fisheries. Topics Fact Sheets*. Rome: FAO.
- Marshall, Kristin N., and others (2018). Ecosystem-based fisheries management for social–ecological systems: renewing the focus in the United States with next generation fishery ecosystem plans. *Conservation Letters*, vol. 11, No. 1, p. e12367. <https://doi.org/10.1111/conl.12367>.
- McCauley, Douglas J., and others (2018). Wealthy countries dominate industrial fishing. *Science Advances*, vol. 4, No. 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2161>.
- Miller, Dana D., and U. Rashid Sumaila (2016). Chapter 4: IUU Fishing and Impact on the Seafood Industry. In *Seafood Authenticity and Traceability*, Amanda M. Naam and Robert H. Hanner, eds., pp. 83–95. San Diego: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801592-6.00004-8>.
- Neubauer, Philipp, and others (2013). Resilience and recovery of overexploited marine populations. *Science*, vol. 340, No. 6130, pp. 347–349.
- Neuenhoff, Rachel D., and others (2019). Continued decline of a collapsed population of Atlantic cod (*Gadus morhua*) due to predation-driven Allee effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* vol. 76, pp. 168–184. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0190>.
- Palomares, Maria L.D., and Daniel Pauly (2019a). On the creeping increase of vessels' fishing power. *Ecology and Society* vol. 24, No. 3, art. 31. <https://doi.org/10.5751/ES-11136-240331>.
- _____ (2019b). Coastal fisheries: the past, present, and future. In *Coasts and Estuaries: The Future*, Eric Wolanski and others, eds., pp. 569–576. Amsterdam: Elsevier.
- Patrick, Wesley S., and Jason S. Link (2015). Myths that continue to impede progress in ecosystem-based fisheries management. *Fisheries*, vol. 40, No. 4, pp. 155–160. <https://doi.org/10.1080/03632415.2015.1024308>.

- Pauly, Daniel, and Dirk Zeller (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature Communications*, vol. 7, No. 1, art. 10244. <https://doi.org/10.1038/ncomms10244>.
- Pentz, Brian, and others (2018). Can regional fisheries management organizations (RFMOs) manage resources effectively during climate change? *Marine Policy*, vol. 92, pp. 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.011>.
- Pérez, Roda, and others (2019). *A third assessment of global marine fisheries discards*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 633. Rome: FAO.
- Pinsky, Malin L., and others (2018). Preparing ocean governance for species on the move. *Science*, vol. 360, No. 6394, pp. 1189–1191. <https://doi.org/10.1126/science.aat2360>.
- Priede, Imants G. (2017). *Deep-Sea Fishes: Biology, Diversity, Ecology and Fisheries*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781316018330>.
- Queiroz, Nuno, and others (2019). Global spatial risk assessment of sharks under the footprint of fisheries. *Nature*, vol. 572, pp. 461–466. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1444-4>.
- Remesan, M.P., and others (2019). A review on techniques and challenges in the harvest of mesopelagics. *Fishery Technology*, vol. 56, pp. 243–253.
- Rousseau, Yannick, and others (2019). Evolution of global marine fishing fleets and the response of fished resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 116, No. 25, pp. 12238–12243. <https://doi.org/10.1073/pnas.1820344116>.
- Said, Alicia, and Ratana Chuenpagdee (2019). Aligning the sustainable development goals to the small-scale fisheries guidelines: a case for EU fisheries governance. *Marine Policy*, vol. 107, art. 103599. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103599>.
- Sala, Enric, and others (2018). The economics of fishing the high seas. *Science Advances*, vol. 4, No. 6. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2504>.
- Samhuri, Jameal F., and others (2017). Defining ecosystem thresholds for human activities and environmental pressures in the California Current. *Ecosphere*, vol. 8, No. 6, p. e01860. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1860>.
- Schiller, Laurene, and others (2018). High seas fisheries play a negligible role in addressing global food security. *Science Advances*, vol. 4, No. 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat8351>.
- Schuhbauer, Anna, and U. Rashid Sumaila (2016). Economic viability and small-scale fisheries: a review. *Ecological Economics*, vol. 124, pp. 69–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.01.018>.
- Schuhbauer, Anna, and others (2017). How subsidies affect the economic viability of small-scale fisheries. *Marine Policy*, vol. 82, pp. 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.013>.
- Selkoe, Kimberly A., and others (2015). Principles for managing marine ecosystems prone to tipping points. *Ecosystem Health and Sustainability*, vol. 1, No. 5, pp. 1–18. <https://doi.org/10.1890/EHS14-0024.1>.
- Shaffril, Hayrol Azril Mohamed, and others (2017). Adapting towards climate change impacts: strategies for small-scale fishermen in Malaysia. *Marine Policy*, vol. 81, pp. 196–201. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.03.032>.
- Silva, Catarina Basto, and others (2018). Life cycle assessment of aquafeed ingredients. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 23, No. 5, pp. 995–1017. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1414-8>.
- Song, Andrew M., and Adam Soliman (2019). Situating human rights in the context of fishing rights: contributions and contradictions. *Marine Policy*, vol. 103, pp. 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.017>.
- Sumaila, U. Rashid, and others (2012). Benefits of rebuilding global marine fisheries outweigh costs. *PLoS One*, vol. 7, No. 7.

- Sumaila, U. Rashid, and others (2015). Winners and losers in a world where the high seas is closed to fishing. *Scientific Reports*, vol. 5, No. 1, art. 8481. <https://doi.org/10.1038/srep08481>.
- Sumaila, U. Rashid, and others (2019a). Updated estimates and analysis of global fisheries subsidies. *Marine Policy*, vol. 109, art. 103695. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103695>.
- Sumaila, U. Rashid, and others (2019b). Benefits of the Paris Agreement to ocean life, economies, and people. *Science Advances*, vol. 5, No. 2, p. eaau3855. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3855>.
- Sumaila, U. Rashid, and others (2020). Illicit trade in marine fish catch and its effects on ecosystems and people worldwide. *Science Advances*, vol. 6, p. eaaz3801. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz3801>.
- Sustainable Development Solutions Network (2019). "Target 14.4". *Indicators and a Monitoring Framework: Launching a Data Revolution for the Sustainable Development Goals*. New York. <https://indicators.report>.
- Tai, Travis C., and others (2017). Ex-vessel fish price database: disaggregating prices for low-priced species from reduction fisheries. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 363. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00363>.
- Taylor, Matthew D., and others (2017). Fisheries enhancement and restoration in a changing world. *Fisheries Research*, vol. 186, pp. 407–412. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.10.004>.
- Tickler, David, and others (2018). Far from home: distance patterns of global fishing fleets. *Science Advances*, vol. 4, No. 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar3279>.
- Tickler, David, and others (2019). Modern slavery and the race to fish. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 4643. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07118-9>.
- Too Big to Ignore (2020). *Global Partnership for Small-Scale Fisheries Research*. <http://toobigtoignore.net>.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations, Economic and Social Council (2019a). Special edition: progress towards the Sustainable Development Goals. Report of the Secretary-General. 8 May 2019 (E/2019/68). New York. <https://unstats.un.org/sdgs/files/report/2019/secretary-general-sdg-report-2019--EN.pdf>.
- United Nations, Statistics Division (2019b). *The Sustainable Development Goals Report 2019*. New York. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2019/goal-14>.
- Van Gemert, Rob, and Ken H. Andersen (2018). Challenges to fisheries advice and management due to stock recovery. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 6, pp. 1864–1870. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy084>.
- Watson, Reg A., and A. Tidd (2018). Mapping nearly a century and a half of global marine fishing, 1869–2015. *Marine Policy*, vol. 93, pp. 171–177. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.04.023>.
- Willmann, Rolf, and others (2017). A human rights-based approach in small-scale fisheries: evolution and challenges in implementation. In *The Small-Scale Fisheries Guidelines*, S. Jentoft and others, eds., pp. 763–787. Springer.
- World Bank (2017). *The Sunken Billions Revisited: Progress and Challenges in Global Marine Fisheries*. Washington, D.C. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-0919-4>.
- World Bank, and others (2012). *Hidden Harvest: The Global Contribution of Capture Fisheries (English)*. Washington, D.C.: World Bank. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-0919-4>.
- World Trade Organization (WTO) (2020). *Negotiations on fisheries subsidies 2020*. Geneva. www.wto.org/english/tratop_e/rulesneg_e/fish_e/fish_e.htm.
- Zeller, Dirk, and others (2018). Global marine fisheries discards: a synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries*, vol. 19, No. 1, pp. 30–39. <https://doi.org/10.1111/faf.12233>.

Chapitre 16

Changements concernant l'aquaculture

Constitutrices et contributeurs : Rohana Subasinghe (organisateur de l'équipe de rédaction), Pedro Barón, Malcolm Beveridge, Enrique Marschoff (responsable d'équipe) et Doris Oliva.

Principales observations

- En 2017, la production aquacole mondiale (animaux et plantes) s'est établie à 111,9 millions de tonnes, pour une valeur en première vente estimée à 249,6 milliards de dollars. Depuis 2000, l'aquaculture mondiale a cessé d'afficher les taux de croissance annuels élevés qu'elle enregistrait dans les années 1980 et 1990 (11,3 % et 10 %, respectivement). Néanmoins, le secteur continue de croître à un rythme plus rapide que les autres grands secteurs de la production alimentaire. La croissance annuelle est tombée à un taux modéré de 5,8 % au cours de la période 2000-2016, bien qu'une croissance à deux chiffres ait tout de même été enregistrée dans un petit nombre de pays, en particulier des pays d'Afrique, entre 2006 et 2010. Le poisson produit par ce secteur en pleine croissance est riche en protéines et contient des micronutriments essentiels, parfois des acides gras essentiels, qui ne peuvent pas être facilement remplacés par d'autres produits alimentaires.
- Selon l'Organisation des Nations Unies, 8,5 milliards de personnes peupleront le monde en 2030, ce qui renforcera inévitablement la pression exercée sur les secteurs alimentaires, destinée à faire en sorte que ces derniers intensifient leur production tout en réduisant les pertes et le gaspillage. Les augmentations de la production doivent permettre de garantir la durabilité, dans un contexte où les ressources clés, telles que la terre et l'eau, seront probablement plus rares et où l'impact des changements climatiques s'intensifiera. Le secteur de l'aquaculture ne fait pas exception à la règle. Pour faire de la durabilité économique, sociale et environnementale du secteur de l'aquaculture une réalité à long terme, et faire ainsi en sorte que ce dernier continue de fournir les aliments nutritifs nécessaires à une population mondiale en bonne santé, les États devront avant tout s'engager à établir un cadre régissant la bonne gouvernance du secteur et à appuyer ce dernier. À mesure que le secteur se développe, s'intensifie et se diversifie, les acteurs concernés devront prendre en considération les préoccupations environnementales et sociales pertinentes et faire preuve de volontarisme pour s'efforcer d'y apporter une réponse de manière transparente, en s'appuyant sur des avis scientifiques.

1. Situation actuelle et principales améliorations

La présente section présente une évaluation des principaux changements et améliorations apportés au secteur de l'aquaculture au niveau mondial au cours des dix dernières années, et décrit la situation actuelle.

1.1. Production et espèces

L'aquaculture se développe plus rapidement que les autres types de production alimentaire, bien qu'elle n'enregistre plus les taux de croissance des années 1980 et 1990 (11,3 % et 10 % respectivement, à l'exclusion des plantes aquatiques). La croissance annuelle moyenne est tombée à 5,8 % au cours de la période 2000-2016, bien que des taux de

croissance plus élevés aient été enregistrés dans plusieurs pays, notamment en Afrique, entre 2006 et 2010 [Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2018a]. En 2016, la production mondiale s'établissait à 80 millions de tonnes de production animale (poissons comestibles et autres), 30,1 millions de tonnes de plantes aquatiques et 37 900 tonnes de produits non alimentaires. La production animale comprenait 54,1 millions de tonnes de poissons, 17,1 millions de tonnes de mollusques, 7,9 millions de tonnes de crustacés et 938 500 tonnes d'autres animaux. La Chine, principal producteur en 2016, produit plus que le reste du monde depuis 1991. En 2016, l'Inde, l'Indonésie, le Viet Nam,

le Bangladesh, l'Égypte et la Norvège figuraient également au rang des grands producteurs. Les plantes aquatiques (28 millions de tonnes) comprenaient des algues et une quantité beaucoup plus faible de microalgues. La Chine et l'Indonésie étaient les principaux producteurs de plantes aquatiques en 2016 (FAO, 2018b). La présente analyse ne tient pas compte des espèces de poissons d'ornement et de plantes.

1.2. Population et nutrition

Selon les statistiques officielles mondiales, 59,6 millions de personnes travaillaient dans le secteur primaire des pêches de capture et de l'aquaculture en 2016, soit 19,3 millions dans l'aquaculture et 40,3 millions dans la pêche (FAO, 2018b). En plus des producteurs primaires, de nombreuses personnes sont engagées dans la filière de l'aquaculture. Le secteur soutient les moyens de subsistance de 540 millions de personnes (en comptant les membres de la famille), soit 8 % de la population mondiale (FAO, 2017a). En 2014, les femmes représentaient 19 % des effectifs directement engagés dans le secteur primaire (FAO, 2016).

La contribution de l'aquaculture à la nutrition humaine a été pleinement reconnue (Chan et al., 2017; Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition, 2014). L'aquaculture améliore la nutrition des populations rurales pauvres, en particulier des mères et des jeunes enfants (Thilsted et al., 2016), bien que d'aucuns craignent que la croissance du secteur et l'intensification de ses méthodes de production entraînent une diminution de la disponibilité de certains acides gras et micronutriments (Bogard et al., 2017). Compte tenu de l'augmentation de la population mondiale et de la nécessité d'une alimentation saine, Béné et al., (2016), ont souligné que l'accès aux ressources halieutiques était essentiel pour garantir la bonne santé de la population à l'échelle mondiale, en particulier celle des populations pauvres issues des zones rurales.

1.3. Intrants et ressources

La terre et l'eau sont les ressources les plus importantes pour le développement de l'aquaculture. Gentry et al., (2017) ont estimé que 11 400 000 km² de côtes étaient propices au développement des poissons, et que plus de 1 500 000 km² pourraient être aménagés pour les bivalves. Le défi consiste à garantir des ressources en terre et en eau appropriées pour le développement de l'aquaculture au niveau national.

Des semences de bonne qualité et une alimentation optimale sont essentielles. La plupart des espèces animales sont cultivées à l'aide de nourriture externe, et l'alimentation du secteur aquacole, qui est en constante expansion, suscite des préoccupations. En 2016, environ 55,6 millions de tonnes de poissons (y compris les carpes indiennes) et de crustacés d'élevage dépendaient de nourriture externe (composée d'ingrédients frais, produits dans des exploitations agricoles ou fabriquée de manière industrielle) (FAO, 2018b).

En 2005, 4,2 millions de tonnes de farine de poisson ont été consommées aux fins de l'aquaculture (18,5 % du poids total des aliments aquacoles). En 2015, ce chiffre avait été ramené à 3,35 millions de tonnes (7 % du poids total des aliments aquacoles). Même si la production mondiale augmente, l'utilisation de farine de poisson aux fins de la nourriture aquacole diminuera encore pour atteindre 3,33 millions de tonnes d'ici 2020 (5 % du poids total des aliments aquacoles pour cette année-là). Les efforts visant à produire des aliments durables en remplaçant la farine et les huiles de poisson par des aliments d'origine végétale peuvent avoir un impact sur les teneurs en acides gras oméga-3 et sur la valeur nutritionnelle des poissons d'élevage. Le secteur peut faire un usage stratégique des huiles de poisson dans la nourriture pour poissons en donnant aux poissons d'élevage ces nutriments essentiels à des stades clés du développement de ces derniers. Néanmoins, pour que l'aquaculture se développe, la production d'aliments aquacoles devrait continuer à augmenter à un rythme similaire, pour atteindre 69 millions de tonnes d'ici 2020 (Hasan, 2017).

Compte tenu des tendances passées et des prévisions, il est plus probable que la durabilité de l'aquaculture soit étroitement liée à l'approvisionnement durable en sources de protéines animales et végétales terrestres, d'huiles et d'hydrates de carbone aux fins de la production de nourriture aquacole (Troell et al., 2014). Le secteur de l'aquaculture doit donc s'efforcer de garantir un approvisionnement durable en ingrédients terrestres et végétaux pour l'alimentation animale, y compris les algues et les déchets de transformation, sans exercer une concurrence directe avec leur utilisation aux fins de l'alimentation humaine.

1.4. Biosécurité

Les maladies continuent de menacer l'aquaculture mondiale et figurent parmi les principaux obstacles au développement de l'aquaculture pour de nombreuses espèces. La biosécurité et la santé suscitent donc naturellement un intérêt et des investissements croissants dans le monde entier (Subasinghe et al., 2019). Dans le domaine de l'aquaculture, la biosécurité consiste en des pratiques visant à réduire au minimum le risque d'introduire une maladie infectieuse et de la transmettre aux animaux d'une exploitation ainsi que le risque que des animaux malades ou des agents infectieux quittent une exploitation et propagent la maladie à d'autres sites ou à d'autres espèces sensibles. Ces pratiques réduisent également le stress des animaux, les rendant ainsi moins sensibles aux maladies.

Parmi la longue liste des maladies et des agents pathogènes aquatiques figurent notamment la nécrose hépatopancréatique aiguë, qui a récemment dévasté l'aquaculture de crevettes dans des pays asiatiques (par exemple en Chine, en Malaisie, aux Philippines et en Thaïlande). L'agent responsable est une souche virulente de *Vibrio parahaemolyticus*, une bactérie que l'on trouve couramment dans les eaux côtières. On estime à 4 milliards de dollars la perte de revenus due à la maladie en Asie du Sud-Est. Les pays doivent surveiller d'autres maladies émergentes, notamment

dues à *Enterocytozoon hepatopenaei* chez les crevettes et au virus du lac tilapia (*Tilapia tilapinevirus*), qui pourraient avoir de graves répercussions sur le secteur si elles ne sont pas prises en charge rapidement (FAO, 2017a). De nouveaux outils de diagnostic moléculaire sont maintenant utilisés aux fins de l'identification des agents pathogènes et de leurs modes de propagation dans les écloséries, les poissons d'élevage et les poissons sauvages du monde entier. Une biopuce récemment mise au point a également été utilisée pour étudier les effets des porteurs d'agents pathogènes (poux de mer et virus de la nécrose hématopoïétique infectieuse) sur les saumons sauvages.

Alors que les travaux de recherche visant à mettre au point des vaccins progressent, les pays se heurtent désormais au problème de l'utilisation excessive des antimicrobiens et d'autres médicaments qui produisent des résidus et des agents pathogènes résistants. Il importe d'utiliser les antimicrobiens avec prudence et de mieux comprendre le rôle d'une bonne gestion de l'élevage et du microbiote dans les systèmes d'élevage pour réduire l'utilisation des antimicrobiens et les conséquences qui en résultent pour le bien-être en matière de production aquacole. Depuis l'approbation, par l'Organisation mondiale de la Santé, du plan d'action mondial pour combattre la résistance aux antimicrobiens¹, les pays sont encouragés à élaborer des plans d'action nationaux relatifs à la résistance aux antimicrobiens aquatiques et à les intégrer dans le plan d'action mondial (FAO, 2017a).

1.5. Technologie

Des progrès remarquables ont été réalisés dans le domaine de la génétique et de l'élevage, tant pour les poissons que pour les crevettes. Les crevettes exemptes d'agents pathogènes spécifiques (SPF) et crevettes résistantes à des agents pathogènes spécifiques (*Penaeus monodon* et *P. vannamei*), les tilapias d'élevage génétiquement améliorés, certaines espèces de carpes ayant de meilleures performances de croissance, et la production à l'échelle

¹ Organisation mondiale de la Santé, document WHA68/2015/REC/1, annexe 3.

commerciale de diverses espèces de mérus, de trachinotus et de cobias peuvent être considérés comme des exemples de réussites à cet égard (FAO, 2017a). Les améliorations technologiques en matière d'alimentation, de nutrition, de gestion de la santé et de lutte contre les maladies contribuent à l'intensification, à l'expansion et à la durabilité de l'aquaculture (FAO, 2017a). L'adoption de programmes d'amélioration génétique est lente, même pour certaines grandes espèces aquacoles. Ces programmes sont coûteux à lancer, mais il est prouvé que les partenariats public-privé peuvent être efficaces pour mettre en place et pérenniser des programmes à long terme (FAO, 2019). Lorsque l'on décide d'introduire une espèce pour la culture, il faut toujours tenir compte des impacts environnementaux et socioéconomiques négatifs potentiels, ainsi que du potentiel de développement de la culture d'espèces indigènes (Wurmann, 2019).

Au cours des dernières années, *P. monodon* et *P. vannamei*, des espèces SPF, ont vu leur disponibilité augmenter en Asie et en Amérique latine. Toutefois, l'utilisation, correcte ou abusive, du terme SPF est et continuera d'être un sujet de préoccupation chez les acteurs de l'aquaculture (Alday-Sanz et al., 2018). Les cycles de vie d'importantes espèces de crabes et de homards ont été interrompus à titre

expérimental, mais la production commerciale de leurs semences est encore rudimentaire.

Des tentatives ont été faites pour utiliser des systèmes d'aquaculture en recirculation pour le saumon, et certaines ont été couronnées de succès. Ces systèmes sont en train de devenir la norme pour la production de saumoneaux et de post-saumoneaux au Chili et en Norvège. Le coût d'investissement approximatif est de 60 millions de dollars pour un système complet (FAO, 2017b). Parmi les autres technologies émergentes qui contribuent à minimiser les maladies et à réduire les déchets, il convient de citer les systèmes de cages fermées et semi-fermées, actuellement en cours de développement et de déploiement pour l'élevage du saumon en Norvège (Nilssen et al., 2017).

Le saumon atlantique transgénique AquAdvantage a été examiné par la Food and Drug Administration (FDA) des États-Unis d'Amérique pendant plus de dix ans. Après un processus exhaustif et rigoureux, la FDA a déterminé que la consommation du saumon AquAdvantage était aussi sûre et aussi nutritive que celle de tout autre saumon de l'Atlantique non génétiquement modifié. L'autorisation de production et de consommation a finalement été accordée en novembre 2015 aux États-Unis et Santé Canada a fait de même dans ledit pays en 2016.

2. Aquaculture et environnement

De nombreux pays mettent l'accent sur la durabilité environnementale et la responsabilité sociale. Outre les lois, réglementations et codes volontaires visant à garantir l'intégrité environnementale, plusieurs moyens permettent d'atteindre cet objectif, à l'instar des techniques innovantes et moins polluantes proposées par l'approche écosystémique de l'aquaculture, qui met l'accent sur la gestion durable (FAO, 2010) et fournit un cadre de planification et de gestion pour intégrer efficacement l'aquaculture dans la planification locale (Brugère et al., 2018). Bien que les efforts liés à l'intensification aient entraîné une diminution de l'utilisation des terres et de l'eau douce par

unité de poisson produite (FAO, 2017a), ils ont également entraîné une augmentation de l'utilisation d'énergie et d'aliments pour animaux, ainsi que de la pollution, par unité de poisson d'élevage (Hall et al., 2011).

Bien que l'aquaculture ait été accusée d'avoir des impacts environnementaux et sociaux négatifs (Bushman and Fortt, 2005; Isla Molleda and others, 2016) et qu'elle ait mauvaise réputation auprès du grand public, elle présente, du point de vue de l'efficacité écologique et de l'impact environnemental, des avantages évidents par rapport à d'autres formes de production animales destinées à la consommation humaine. L'analyse du cycle de

vie est utile pour déterminer les incidences sur l'environnement et assurer un développement écologiquement durable (Bohnes et Laurent, 2019). Le poisson d'élevage est similaire à la volaille en termes d'efficacité de conversion alimentaire et beaucoup plus efficace que le bœuf. Des estimations récentes indiquent que la demande de cultures fourragères et de terres pour l'aquaculture sera inférieure à celle des systèmes alternatifs de production alimentaire d'ici 2050, même si plus d'un tiers de la production de protéines provient de l'aquaculture (Froehlich et al., 2018). Les carpes et les mollusques filtreurs sont des producteurs de protéines animales encore plus efficaces, car ils ne nécessitent pas d'aliments produits par l'homme et peuvent permettre d'améliorer la qualité de l'eau. L'aquaculture étant relativement récente, elle offre de grandes possibilités d'innovation pour accroître l'efficacité des ressources (Waite et al., 2014). Lorsque les ressources sont fortement sollicitées, il

convient d'examiner les avantages relatifs des politiques qui favorisent l'aquaculture par rapport aux autres formes de production animale.

De manière générale, les performances environnementales de l'aquaculture se sont considérablement améliorées au cours des dix dernières années. Si la production aquacole est multipliée par deux d'ici à 2030, le secteur devra améliorer sa productivité et ses performances environnementales pour que cette croissance soit durable (Waite et al., 2014). Pour parvenir à une « intensification durable », l'aquaculture doit : a) promouvoir le développement socioéconomique; b) fournir une alimentation sûre, abordable et nutritive; c) augmenter la production de poisson par rapport à la quantité de terre, d'eau, d'aliments pour animaux et d'énergie utilisée; d) réduire au minimum les impacts environnementaux, les maladies et les évasions de poissons (FAO, 2017a).

3. Aquaculture et société

Les poissons et les activités liées à la pêche sont particulièrement essentiels pour la sécurité alimentaire des pays moins développés. En 2016, 85,7 % de la population mondiale travaillant dans le secteur de la pêche et de l'aquaculture (FAO, 2018a) résidait en Asie, soit une augmentation de plus de 1 % depuis 2014. Plus de 19 millions de personnes (32 % de l'ensemble des personnes employées dans le secteur) pratiquaient la pisciculture, et 95,9 % de toutes les activités d'aquaculture étaient menées en Asie. Les statistiques attestent clairement de la contribution majeure et croissante de l'aquaculture à la sécurité alimentaire et nutritionnelle régionale de ce continent, ainsi qu'à son développement socioéconomique.

Plusieurs grandes études sur le sujet sont disponibles (Allison, 2011; Béné et al., 2016). Les poissons fournissent à plus de 4,5 milliards de personnes au moins 15 % de leur apport en protéines animales. Les propriétés nutritionnelles des poissons les rendent essentiels pour la santé des consommateurs dans les pays développés et en développement. Les

poissons transforment efficacement les aliments pour animaux en denrées alimentaires de haute qualité et leur empreinte carbone est plus faible que celle des autres systèmes de production animale. Les filières de la pêche et de l'aquaculture contribuent de manière substantielle au revenu et à l'emploi, et donc indirectement à la sécurité alimentaire de plus de 10 % de la population mondiale, principalement dans les pays en développement et les économies émergentes (FAO, 2017a).

Les 80 millions de tonnes d'animaux aquatiques produites en 2016 ont contribué à hauteur de 46 % à la production totale d'animaux aquatiques et d'un peu plus de 54 % à la consommation totale de poisson. La consommation alimentaire de poisson par habitant était estimée à 20,3 kg en 2016, contre 19,5 kg en 2013 (FAO, 2018b). On estime que 18,7 millions de personnes étaient employées dans l'aquaculture en 2015 (FAO, 2017a).

La culture et l'utilisation de petites espèces de poissons indigènes à haute valeur nutritionnelle dans l'alimentation humaine sont

monnaie courante (Castine et al., 2017). Toutefois, avec l'intensification des méthodes de production aquacole et la hausse de l'utilisation d'aliments d'origine végétale, il faut veiller

à ce que les teneurs en nutriments des produits d'animaux aquatiques d'élevage soient aussi élevées que possible (Beveridge et al., 2013; Bogard et al., 2017).

4. Principales lacunes en matière de connaissances

La croissance rapide de l'aquaculture intensive, mal planifiée dans certains cas, a suscité des inquiétudes en termes d'impact sur l'environnement, de santé humaine et de problèmes sociaux. Bien que la majeure partie de la production soit originaire d'Asie, c'est dans certains pays développés, où l'aquaculture est encore une industrie relativement nouvelle et en concurrence avec des activités bien établies, que l'opposition au développement de l'aquaculture est la plus vigoureuse (Froehlich et al., 2017). Il convient de renforcer les connaissances à l'échelle mondiale concernant l'impact des changements climatiques sur l'aquaculture. Des travaux de recherche et des enquêtes supplémentaires sont nécessaires pour améliorer les semences, les aliments pour animaux et la gestion de la santé. La dépendance croissante des pays développés à l'égard des importations de produits de la mer d'élevage en provenance des pays en développement et l'insécurité concernant les normes environnementales, sociales et de sécurité de ces produits ont suscité un débat public considérable. Des incertitudes scientifiques et des informations contradictoires sur les questions relatives à la consommation de produits de la mer ont aggravé le sentiment de confusion de la population. L'élaboration et la mise en œuvre de systèmes de certification par des tiers, portant sur les préoccupations environnementales, sociales et de sécurité alimentaire liées aux produits de la mer, permettent peu à peu de remédier à la situation. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour faire connaître les avantages nutritionnels et sanitaires d'une consommation accrue de fruits de mer. Il convient de s'attacher plus avant à établir les profils nutritionnels des

poissons d'élevage et des produits de la pêche sauvage et de quantifier les avantages pour la santé des améliorations socioéconomiques apportées par l'aquaculture.

Face à la hausse de la population mondiale, l'offre annuelle du secteur de l'aquaculture doit dépasser celle des pêches de capture et atteindre 62 % en 2030, afin de maintenir les niveaux de consommation actuels. Cet objectif suscite des défis considérables pour le secteur, les décideurs politiques et la communauté aquacole dans son ensemble. L'amélioration des perceptions sera déterminante à cet égard (Vannuccini et al., 2018). Il convient de mieux informer la population et d'améliorer le partage desdites informations pour contribuer à apaiser les inquiétudes, dissiper les idées reçues et résoudre les ambiguïtés. Pour mieux sensibiliser la population à l'aquaculture, le secteur a besoin d'un dialogue plus ouvert et plus large, de manière à renforcer la transparence. Pour communiquer plus efficacement sur les avantages de l'aquaculture, le secteur doit collaborer davantage avec les groupes d'acteurs considérés comme crédibles par la population. Bien que d'importantes questions sociales et environnementales doivent encore être abordées, il importe de placer l'aquaculture dans une perspective plus large en comparant ses coûts et ses avantages avec ceux d'autres systèmes de production animale et avec sa contribution potentielle à la sécurité alimentaire durable, compte tenu des pressions démographiques prévues. Cependant, aucune vision holistique, assortie d'une évaluation équilibrée des risques et des avantages associés à l'aquaculture, n'a été établie, ce qui a fait obstacle à l'élaboration de politiques fondées sur les réalités de la production (Bacher, 2015).

5. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

Le renforcement des capacités fait partie intégrante du développement de l'aquaculture. Le Département des pêches et de l'aquaculture de la FAO organise depuis plusieurs années des formations sur de nombreux aspects du renforcement des capacités dans les pays membres. Le développement durable nécessite, entre autres, des infrastructures, des technologies, des politiques et des formations à la hauteur des enjeux. Si la technologie permettant d'améliorer l'efficacité des systèmes de production est essentielle, le renforcement des ressources humaines, tant en termes de qualité que de quantité, est d'autant plus nécessaire pour appuyer le secteur que celui-ci se caractérise par des paradigmes qui ne cessent d'évoluer. Certaines des principales tendances et certains des principaux défis attestent d'un appel de plus en plus pressant en faveur d'un développement durable qui soit socialement et écologiquement acceptable, quel que soit le statut économique d'une nation donnée et ce, dans le monde entier.

Pour stimuler le développement durable de l'aquaculture, il est nécessaire d'améliorer les services de vulgarisation. La formation des agents chargés de ces services doit être modifiée pour intégrer et renforcer les méthodes et mécanismes de diffusion de l'information, ainsi que les techniques agricoles pratiques, ce qui leur permettra de mieux aider les agriculteurs à améliorer leurs systèmes et

pratiques de production et à accroître leur production et leurs bénéfices. De nouveaux modèles et de nouveaux acteurs sont nécessaires dans le domaine de la vulgarisation, car les technologies de l'information et les médias, les associations d'agriculteurs, les organismes de développement, les fournisseurs du secteur privé et d'autres encore vont probablement occuper une place plus importante, ce qui élargira l'expérience de formation. L'objectif devrait être d'améliorer les services de vulgarisation et de garantir une utilisation plus efficace des ressources.

De nombreux organismes donateurs et organismes de développement ont contribué à l'expansion des capacités aquacoles dans les pays en développement au cours des cinq dernières années. De nombreux pays développés et en développement ont alloué des ressources aux fins du renforcement des capacités nationales en matière d'aquaculture. Enfin, bon nombre d'États ont fourni un soutien de base à la vulgarisation de l'aquaculture et quelques services de recherche et développement. Toutefois, le niveau de soutien de l'État est insuffisant dans de nombreux pays. En revanche, on a assisté à un renforcement de la mobilisation du secteur privé en faveur du renforcement des capacités en matière d'aquaculture, ce qui a permis d'enregistrer des progrès notables dans de nombreux pays.

6. Perspectives

La plus forte croissance de la production aquatique devrait provenir de l'aquaculture, laquelle devrait atteindre 109 millions de tonnes en 2030, soit une augmentation de 37 % par rapport aux niveaux de 2016. Toutefois, on estime que le taux de croissance annuel de l'aquaculture ralentira, passant de 5,7 % sur la période 2003-2016 à 2,1 % sur la période 2017-2030, principalement en raison d'un recul du taux de croissance de la production chinoise,

compensé en partie par une augmentation de la production dans d'autres pays (FAO, 2018a). La part des espèces animales issues de l'aquaculture dans la production halieutique mondiale (à des fins alimentaires et non alimentaires), qui s'établissait à 47 % en 2016, devrait dépasser celle des espèces sauvages issues de la pêche en 2020 et atteindre 54 % en 2030.

En 2030, plus de 87 % de l'augmentation de la production aquacole proviendra des pays asiatiques. L'Asie continuera de dominer la production aquacole mondiale, avec 89 % de la production totale en 2030. La Chine restera le premier producteur mondial, mais sa part dans la production totale passera de 62 % en 2016 à 59 % en 2030. La production devrait continuer de se développer sur tous les continents, avec des variations dans la gamme des espèces et des produits selon les pays et les régions (Banque mondiale, 2013).

Des millions de personnes travaillant dans le secteur de la pêche et de l'aquaculture luttent pour conserver des moyens de subsistance décentes. Elles sont les plus vulnérables à certains effets des changements climatiques, tels que les conditions météorologiques extrêmes, les tempêtes, les inondations et la montée du niveau de la mer, et il convient de leur accorder une attention particulière lors de l'élaboration des mesures d'adaptation si l'on souhaite que le secteur continue de contribuer à la réalisation des objectifs mondiaux de réduction de la pauvreté et de sécurité alimentaire (FAO, 2018a).

Le Programme de développement durable à l'horizon 2030² met l'accent sur les personnes, la planète, la prospérité, la paix et les partenariats. Le Programme 2030 et ses objectifs de développement durable sont véritablement pertinents pour l'élaboration des politiques, la planification et la gestion du développement durable de l'aquaculture. Si elle est développée de manière appropriée, l'aquaculture contribuera à la réalisation de bon nombre des objectifs, notamment l'objectif n° 14, et en particulier la cible 14.7, qui vise, d'ici 2030, à faire bénéficier plus largement les petits États

insulaires en développement et les pays les moins avancés des retombées économiques de l'exploitation durable des ressources marines, notamment grâce à une gestion durable des pêches, de l'aquaculture et du tourisme.

Une analyse récente montre que la plupart des directives internationales disponibles axées sur le développement de l'aquaculture répondent largement aux attentes énoncées dans les objectifs. Les engagements et les appels internationaux existants en faveur du développement durable de l'aquaculture, tels que le Code de conduite pour une pêche responsable de la FAO et ses directives techniques connexes, la Déclaration et la Stratégie de Bangkok de 2000 et le Consensus de Phuket de 2010, ainsi que l'Initiative de la FAO en faveur de la croissance bleue des petits États insulaires en développement³, qui comprend l'approche écosystémique des pêches et de l'aquaculture, s'inscrivent généralement dans la continuité du Programme 2030 et contribueront à la réalisation des objectifs (FAO, 2017a).

Si aucun effort concerté n'est fait pour renforcer le taux de croissance de l'aquaculture, la FAO estime qu'il existera un écart probable entre l'offre et la demande de poisson au début ou au milieu des années 2020. L'étude de Golden et al. (2017) suggère que l'aquaculture ne contribuera probablement pas de manière substantielle à la nutrition humaine dans les nations vulnérables sur le plan nutritionnel. La nécessité de prendre des mesures plus intégrées en vue d'élaborer des politiques traitant à la fois de la pêche et de l'aquaculture aux fins du bien-être humain a été évoquée plus haut. Il est nécessaire de repenser et de redéfinir les stratégies visant à soutenir le développement futur de l'aquaculture dans le monde.

Références

- Alday-Sanz, Victoria, and others (2018). Facts, truths and myths about SPF shrimp in Aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, vol. 12, No. 1.
- Allison, E.H. (2011). Aquaculture, fisheries, poverty and food security. Working Paper, No. 2011-65. Penang, Malaysia: WorldFish Center.

² Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

³ Voir www.fao.org/3/a-i3958e.pdf.

- Bacher, Kathrin (2015). Perceptions and misconceptions of aquaculture: a global overview. GLOBEFISH Research Programme, vol. 120. Rome: FAO.
- Béné, Christophe, and others (2016). Contribution of fisheries and aquaculture to food security and poverty reduction: assessing the current evidence. *World Development*, vol. 79, pp. 177–196.
- Beveridge, Malcolm C.M., and others (2013). Meeting the food and nutrition needs of the poor: the role of fish and the opportunities and challenges emerging from the rise of aquaculture. *Journal of Fish Biology*, vol. 83, No. 4, pp. 1067–1084.
- Bogard, Jessica R., and others (2017). Higher fish but lower micronutrient intakes: temporal changes in fish consumption from capture fisheries and aquaculture in Bangladesh. *PLoS One*, vol. 12, No. 4.
- Bohnes, Florence Alexia, and Alexis Laurent (2019). LCA of aquaculture systems: methodological issues and potential improvements. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 24, No. 2, pp. 324–337.
- Brugère, Cecile, and others (2018). The ecosystem approach to aquaculture 10 years on a critical review and consideration of its future role in blue growth. *Reviews in Aquaculture*, vol. 11, No. 3, pp. 493–514.
- Castine, Sarah and others (2017). Homestead pond polyculture can improve access to nutritious small fish. *Food Security: The Science, Sociology and Economics of Food Production and Access to Food*, vol. 9, No. 4, pp. 785–801.
- Chan, Chin Yee, and others (2017). Fish to 2050 in the ASEAN region. Working Paper, No. 2017–01. Penang, Malaysia: WorldFish Center and Washington D.C.: International Food Policy Research Institute.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2010). Aquaculture Development: 4. Ecosystem Approach to Aquaculture. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, No. 5, Suppl. 4. Rome.
- _____ (2016). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016: Contributing to Food Security and Nutrition for All*. Rome.
- _____ (2017a). Aquaculture, the Sustainable Development Goals (SDGs)/Agenda 2030 and FAO's common vision for sustainable food and agriculture. Working document, COFI:AQ/IX/2017/5. Ninth Session of the Committee on Fisheries, Subcommittee on Aquaculture. Rome.
- _____ (2017b). *World Aquaculture 2015: A Brief Overview*. FAO Fisheries and Aquaculture Circular, No. 1140. Rome.
- _____ (2018a). *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture: Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*. Manuel Barange and others, eds. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 627. Rome.
- _____ (2018b). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome.
- _____ (2019). *The State of the World's Aquatic Genetic Resources for Food and Agriculture*. Rome.
- Froehlich, Halley E., and others (2017). Public perceptions of aquaculture: evaluating spatiotemporal patterns of sentiment around the world. *PLoS One*, vol. 12, No. 1.
- Froehlich, Halley E., and others (2018). Comparative terrestrial feed and land use of an aquaculture-dominant world. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 20, pp. 5295–5300.
- Gentry, Rebecca R., and others (2017). Mapping the global potential for marine aquaculture. *Nature Ecology and Evolution*, vol. 1, No. 9, pp. 1317–1324.
- Golden, Christopher D., and others (2017). Does aquaculture support the needs of nutritionally vulnerable nations? *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 159.
- Hall, Stephen J., and others (2011). *Blue Frontiers: Managing the Environmental Costs of Aquaculture*. Penang, Malaysia: WorldFish Center.
- Hasan, Mohammad R. (2017). Feeding global aquaculture growth. FAO Aquaculture Newsletter, No. 56.

- High-Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition (2014). Sustainable fisheries and aquaculture for food security and nutrition: report by the High-Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security. Rome.
- Isla Molleda, Mercedes, and others (2016). Development of mariculture in Cuba: impacts and challenges to achieve sustainable management preserving coastal ecosystems (in Spanish). *Áreas Naturales Protegidas Scripta*, vol. 2, No. 1, pp. 7-26.
- Nilssen, Arve, and others (2017). Effective protection against sea lice during the production of Atlantic salmon in floating enclosures. *Aquaculture*, vol. 466, pp. 41–50.
- Subasinghe, Rohana, and others (2019). Vulnerabilities in aquatic animal production. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties*, vol. 38, No. 2 (in press).
- Thilsted, Shakuntala Haraksingh, and others (2016). Sustaining healthy diets: the role of capture fisheries and aquaculture for improving nutrition in the post-2015 era. *Food Policy*, vol. 61, pp. 126–131.
- Troell, Max, and others (2014). Does aquaculture add resilience to the global food system? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 37, pp. 13257–13263.
- Vannuccini, Stefania, and others (2018). Understanding the impacts of climate change for fisheries and aquaculture: global and regional supply and demand trends and prospects. In *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture: Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*. M. Barange and others, eds. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 627. Rome: FAO.
- Waite, Richard, and others (2014). Improving productivity and environmental performance of aquaculture. Working paper, installment 5 of *Creating a Sustainable Food Future*. Washington, D.C.: World Resources Institute.
- World Bank (2013). Fish to 2030: Prospects for Fisheries and Aquaculture. World Bank Report, No. 83117-GLB.
- Wurmann, Carlos (2019). Aquaculture in Latin America and the Caribbean: progresses, opportunities and challenges. *AquaTechnica*. vol. 1, No. 1.

Chapitre 17

Changements concernant la récolte et l'exploitation des algues

Constitutrices et contributeurs : Hilconida Calumpong (organisatrice et responsable de l'équipe de rédaction), Franciane Pellizzari, Renison Ruwa (coresponsable d'équipe) et Noemí Solar-Bacho.

Principales observations

- En 2012, environ 80 % des algues marines étaient soit consommées directement, comme les varechs, soit transformées en phycocolloïdes, comme la carraghénane, en vue d'être utilisées dans l'industrie alimentaire. Le reste était largement utilisé dans l'alimentation des animaux de compagnie ou à des fins industrielles, cosmétiques et médicales. La production mondiale d'algues a augmenté régulièrement au cours de la période 2012-2017, avec un taux de croissance annuel d'environ 2,6 %, soit environ 1,8 million de tonnes (poids humide) par an. Cette hausse est principalement liée à la demande de l'agriculture et de l'aquaculture. Selon les estimations, la production mondiale équivaut à environ 12 milliards de dollars.
- La Chine reste le premier producteur d'algues, suivie par l'Indonésie. Les Philippines sont toujours le troisième producteur mondial, malgré les typhons qui frappent le pays chaque année. Les cultivateurs d'algues philippins sont devenus résilients et peuvent relancer leurs activités agricoles dès que les tempêtes sont passées. La République de Corée, qui occupe la quatrième place, a déployé des efforts concertés pour augmenter ses exportations vers l'Amérique du Nord au moyen de campagnes de marketing.
- Les principales espèces cultivées sont toujours les algues carraghénophytes, *Kappaphycus alvarezii* et *Eucheuma* spp. (85 % de la production mondiale de carraghénanes), cultivées dans la région indo-pacifique, tandis que les varechs producteurs d'alginate (*Saccharina* et *Undaria*), qui sont des espèces d'eau froide, sont les principales espèces récoltées.
- Les nouvelles applications des algues dans l'agriculture incluent notamment une réduction de la production de méthane chez les animaux d'élevage, mais ces applications sont encore embryonnaires en raison des problèmes liés au bromoforme, susceptible d'avoir des conséquences sur l'environnement.
- La production a été affectée négativement dans les zones vulnérables aux typhons.

1. Introduction

Le présent chapitre traite uniquement de la récolte d'algues, des différentes utilisations qu'en fait l'humain et des services écosystémiques associés. La taxonomie et le rôle écologique des algues marines ainsi que la manière dont elles sont affectées par d'autres composantes du milieu marin sont couverts dans le chapitre 6G de la présente Évaluation, qui porte sur les plantes marines et les macroalgues.

Les algues marines sont des macroalgues qui appartiennent à trois groupes principaux : les algues rouges (*Rhodophyta*), les algues brunes (*Phaeophyta*¹) et les algues vertes (*Chlorophyta*). Elles revêtent une importance économique pour de nombreux pays en tant qu'aliments destinés à la consommation humaine

directe ou à l'aquaculture d'espèces commerciales, à la production de phycocolloïdes (par exemple agar, carraghénanes, alginates) et à la fabrication de différents produits présentant un intérêt commercial, principalement dans l'industrie de la transformation alimentaire et dans le secteur pharmaceutique (voir Buschmann et al., 2017; Kim et al., 2017; voir Park et al., 2018, pour une revue historique).

D'après l'examen de la situation de référence présenté dans le chapitre 14 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), des algues rouges, brunes et vertes étaient alors récoltées en quantités commerciales au sein de leur environnement naturel dans environ 37 pays et cultivées dans plus de 27 pays. Environ 96 % de la production mondiale

¹ Classées récemment dans la division des Ochrophyta du règne des Chromista (voir chap. 6G, sect. 5.1).

totale en 2012, soit quelque 26 millions de tonnes (poids humide) pour une valeur d'environ 6 milliards de dollars, provenait de la mariculture. La Chine était le premier producteur en volume, représentant au moins 50 % de la production mondiale totale entre 2003 et 2012. En 2007, l'Indonésie a dépassé les Philippines en tant que deuxième producteur; ses vastes zones agricoles et de technologies agricoles plus avancées lui ont permis de conserver cette place depuis lors. Le Chili était le premier pays producteur d'algues sauvages, suivi par la Chine, la Norvège et le Japon. En 2012, environ 80 % des algues marines étaient soit consommées directement, comme les varechs, soit transformées en phycocolloïdes, comme la carraghénane, en vue d'être utilisées dans l'industrie alimentaire. Le reste était largement utilisé dans l'alimentation des animaux de compagnie ou à des fins industrielles, cosmétiques et médicales. Les algues étaient également utilisées en tant qu'additifs pour l'alimentation animale, engrais, purificateurs d'eau et prébiotiques en aquaculture. Les principales espèces cultivées sont les algues rouges, *Kappaphycus alvarezii* et *Eucheuma* spp., qui sont des sources de carraghénane et représentent 33 % de la production, tandis que les algues brunes productrices d'alginate appelées « varechs » (comme les *Laminaria* issues de récoltes sauvages) représentent 20 %. Il a été souligné que les récoltes d'algues sauvages étaient considérablement affectées par la surexploitation et par les changements climatiques. Les varechs étaient les plus touchés par le réchauffement de l'eau de mer de surface et par les brusques changements de température, puisque leur reproduction ne peut avoir lieu au-dessus de 20 °C. Des

dépérissements de varechs ont été signalés en Norvège et en France ainsi que le long des côtes d'autres pays européens. La culture des algues marines a été sérieusement affectée par la maladie bactérienne de la « glace-glace » (ainsi nommée parce qu'elle rend le corps des algues translucides), qui cible spécifiquement *Kappaphycus alvarezii*. L'augmentation des maladies a été attribuée à la faible diversité génétique et aux monocultures des stocks cultivés. Les impacts environnementaux et écologiques de la récolte d'algues à l'échelle commerciale qui ont été signalés comprennent la destruction des habitats, les dommages aux substrats et les changements de la distribution granulométrique dans les sédiments, la perturbation des oiseaux et de la faune sauvage, la perturbation des réseaux alimentaires et les changements localisés de la biodiversité faunique et florale, qui affectent souvent les récoltes des pêcheurs. Les effets directs sur les populations d'algues comprennent l'augmentation des taux de croissance et la couverture des substrats disponibles par des algues autres que les varechs.

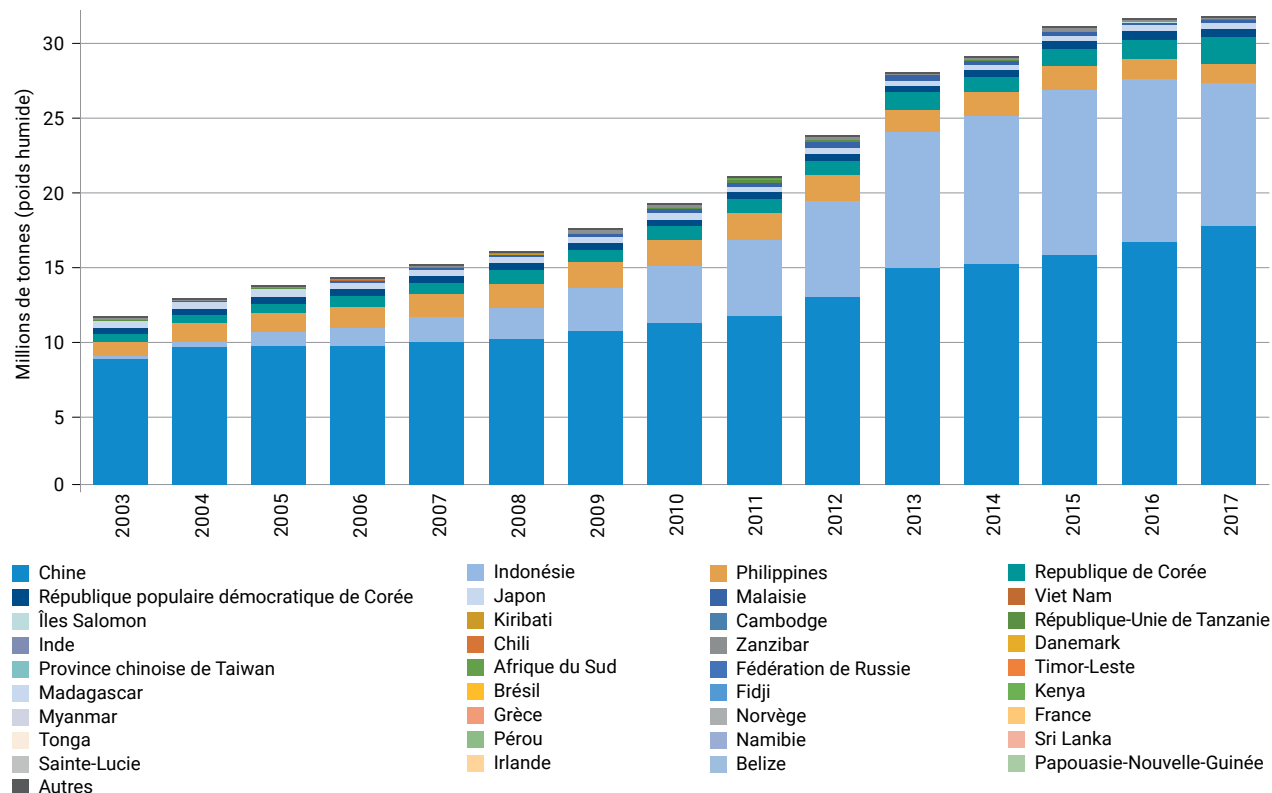
En ce qui concerne les incidences socio-économiques de la culture des algues, les petits exploitants semblent être les plus avantageux, car cette culture offre de meilleures perspectives d'emploi que d'autres formes d'aquaculture. Cependant, il s'est avéré que les petits agriculteurs étaient désavantagés par rapport aux grands producteurs en raison de leur manque de compétences en matière de gestion agricole et financière et de leur dépendance vis-à-vis des transformateurs pour la commercialisation de leur production.

2. Changements observés dans la production et l'utilisation des algues (2012-2017)

La production mondiale d'algues a régulièrement augmenté par rapport à la situation de référence présentée dans la première Évaluation, principalement en raison de la demande de l'agriculture et de l'aquaculture (voir figure I). La production d'algues marines cultivées, qui s'élevait à plus de 24,6 millions de tonnes (poids humide) en 2012, est passée à près de

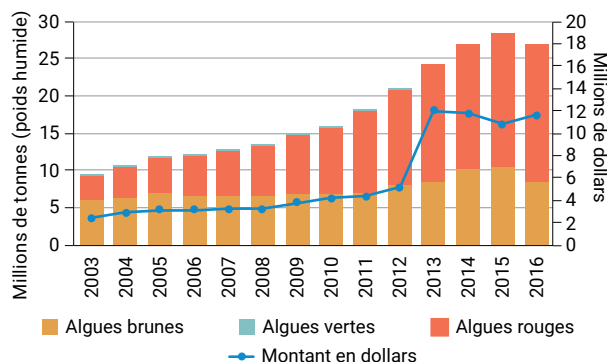
32 millions de tonnes (poids humide) en 2017 [Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2019], ce qui représente 96,6 % de la production mondiale totale et une augmentation annuelle d'environ 1,8 million de tonnes (poids humide). Cette production est aujourd'hui évaluée à 11,85 milliards de dollars (FAO, 2019).

Figure I
Production mondiale d'algues issues de l'aquaculture, par pays ou région, 2003–2017



Source : Les données pour la période 2003-2012 proviennent de la FAO (2014) et celles pour la période 2013-2017 de la FAO (2019), tableaux 5 et 6.

Figure II
Production mondiale d'algues par groupe, 2003–2016



Source : Les données pour la période 2003-2012 proviennent de la FAO (2014) et celles pour la période 2013-2016 de la FAO (2018). Les valeurs monétaires pour la période 2013-2016 proviennent de la FAO (2019), tableaux 5 et 6.

Fournissant plus de 54 % de la production mondiale actuelle, la Chine reste le premier fournisseur, avec une production croissante d'environ 1 million de tonnes par an. La production chinoise affiche donc une augmentation constante de 1 % chaque année depuis 2012. L'Indonésie occupe le deuxième rang et, bien que sa production ait fait un bond de 66 % en 2013, elle est restée plus ou moins stable jusqu'en 2017. Les Philippines sont le troisième producteur mondial d'algues marines. Malgré les typhons qui frappent le pays chaque année, les cultivateurs d'algues philippins sont devenus résilients et peuvent relancer leurs activités agricoles dès que les tempêtes sont passées. Trono et Largo (2019) ont signalé que, hormis les typhons, le déclin constant de la production d'algues aux Philippines était dû à l'épiphytisme, à la perte de diversité génétique due aux méthodes de culture utilisées et aux troubles

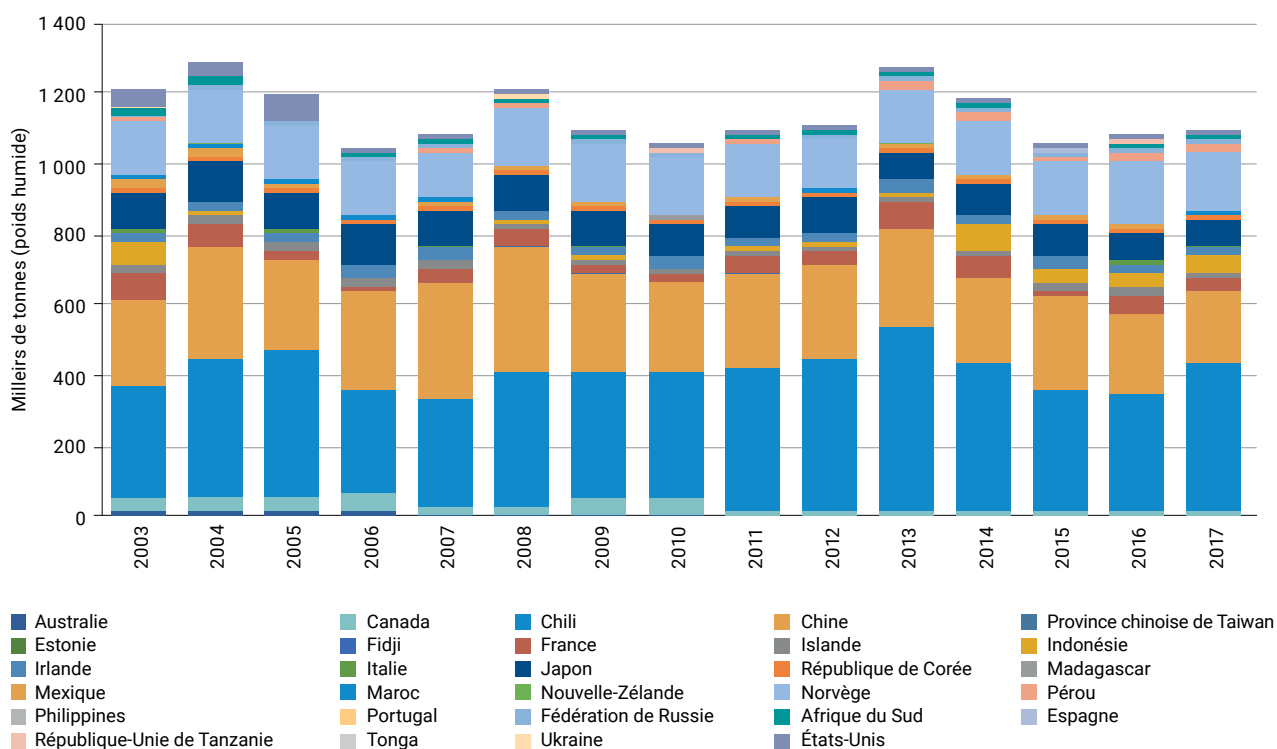
politiques dans les principales zones agricoles du sud du pays. Piconi et Veidenheimer (2020) ont compilé des données récentes sur les algues comestibles issues des États-Unis d'Amérique. Le Gouvernement de la République de Corée a déployé des efforts très concertés pour développer de nouveaux marchés en Amérique du Nord.

Les carraghénanes *Kappaphycus alvarezii* et *Eucheuma* spp. sont toujours les principales espèces cultivées, leur production étant passée de 8,3 millions de tonnes (poids humide) en 2012 à 12,3 millions de tonnes (poids humide) en 2016. La production de varech a elle aussi augmenté, passant de 5,7 millions de tonnes (poids humide) en 2012 à 8,4 millions de tonnes (poids humide) en 2016 (voir figure II).

La Papouasie-Nouvelle-Guinée a augmenté sa production au cours des sept dernières années, passant de 100 tonnes (poids humide) en 2010 à 4 300 tonnes (poids humide) en 2017. Parmi les nouveaux producteurs figurent le Cambodge, qui a enregistré une production de 2 000 à 2 200 tonnes (poids humide) sur la période 2015-2017, et la Norvège, dont la production est passée de 51 à 149 tonnes (poids humide) entre 2015 et 2017.

La tendance de la production issue de l'exploitation des stocks sauvages a été plus ou moins constante au cours des cinq années qui se sont écoulées depuis le niveau de référence de 2012 (voir figure III) : le Chili est toujours le premier producteur, suivi de la Chine, de la Norvège et du Japon. L'Indonésie a remplacé la France à la cinquième place, avec une récolte d'environ 50 000 tonnes en 2017, soit six fois supérieure au niveau de 2012 (7 600 tonnes).

Figure III
Production mondiale d'algues provenant de stocks sauvages, par pays ou région, 2003-2017



Source : Les données pour la période 2003-2012 proviennent de la FAO (2014) et celles pour la période 2013-2017 de la FAO (2019), tableau A-6.

3. Conséquences des changements dans la récolte et l'utilisation des algues pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Buschmann et al. (2017) ont prédit que la production d'algues (et de microalgues) pourrait représenter 18 % du marché mondial des protéines alternatives, soit 56 millions de tonnes de protéines, d'ici 2054.

La consommation d'algues et de produits à base d'algues est en augmentation dans le monde entier, entraînant une hausse des revenus locaux. Cette tendance est imputable aux innovations dans le domaine de la restauration, certains restaurants gastronomiques et certaines boulangeries proposant désormais des plats à base d'algues, et aux nouvelles tendances sanitaires que suivent les personnes ayant des besoins alimentaires différents, comme les végétaliens, les diabétiques et les

athlètes à la recherche d'aliments riches en protéines végétales et en fibres solubles ainsi qu'en minéraux, en acides aminés essentiels et en vitamines (Bradford, 2014; Ibáñez et Herro, 2017; Kim et al., 2017).

Dans les régions où la capitalisation est un facteur essentiel de la production à grande échelle, comme au Brésil, l'augmentation de la production d'algues dépend en partie des associations et des coopératives. Cependant, les fermes d'algoculture proches du littoral sont souvent confrontées à des problèmes tels que la contamination par les coliformes, l'envasement et les conséquences d'autres activités anthropiques qui affectent les régions côtières.

4. Principaux changements et conséquences par région

Bien que la production d'algues marines soit concentrée dans trois grandes régions, à savoir l'océan Indien, le Pacifique Nord et le Pacifique Sud, la production est en hausse dans d'autres régions. Dans l'Atlantique Sud, par exemple, et plus particulièrement au Brésil, *Kappaphycus alvarezii* et *Gracilaria* spp. sont cultivés à l'échelle familiale, comme le préconisent les organismes gouvernementaux et les organisations internationales, aux fins de l'extraction d'agar-agar à destination du marché commercial (Simioni et al., 2019). La récolte de stocks sauvages de *Sargassum* à des fins agricoles a lieu dans certaines régions.

Contrairement à l'Argentine, au Brésil et au Mexique, qui ne disposent que de petites usines de transformation pour la production d'algues, le Chili est le seul pays de sa région (le Pacifique Sud) où la récolte, la culture et la transformation des algues se font à une échelle commerciale. La plupart des algues du genre *Gracilaria* qu'il produit (50 % de la

production mondiale) sont acquises par des transformateurs chinois (Ramírez et al., 2018). Suite à l'ouverture de nouveaux marchés et à la facilitation du commerce international, les algues sont désormais non plus des produits marins de valeur économique relativement faible (c'est-à-dire de simples marchandises), mais des produits d'exportation à forte valeur commerciale. Une nouvelle législation pour la conservation des ressources marines et la restriction de la récolte sauvage ainsi que des stratégies de gestion autorisant les syndicats et accordant des droits coopératifs aux parcelles marines en vue de promouvoir l'algoculture ont entraîné une transformation au niveau national qui a débouché sur une gouvernance favorisant la durabilité. Cette transformation a été particulièrement importante pour le secteur artisanal en matière sociale et économique (Gelcich et al., 2015; Gallardo et al., 2018).

5. Perspectives

En ce qui concerne les objectifs de développement durable² en général et l'objectif 14 en particulier, la culture et la récolte des algues sont pertinentes pour les cibles suivantes : 14.1, sur la réduction de la pollution marine, puisque les algues ne nécessitent aucun apport d'engrais et recyclent les nutriments; 14.2, sur la gestion et la protection durables des écosystèmes marins et côtiers; 14.3, sur la réduction de l'acidification des océans, puisque les algues absorbent le dioxyde de carbone atmosphérique; 14.4, sur la réduction de la surpêche, puisque la production d'algues permettra de moins recourir à la pêche de capture; 14.5, sur la préservation des zones marines et côtières; 14.b, car cette production soutient la petite pêche artisanale. La culture et la récolte des algues marines contribuent également à la réalisation d'autres objectifs, y compris, entre autres, l'objectif n° 2 sur la sécurité alimentaire et l'objectif n° 8 sur la croissance économique durable et partagée, notamment par l'implication des femmes et des enfants dans le processus.

Bjerregaard et al. (2016) ont analysé la production d'algues marines du point de vue de la sécurité alimentaire, de la génération de revenus et de la santé environnementale dans les pays tropicaux en développement. Buschmann et al. (2017) affirment que les algues pourraient constituer la « culture durable ultime », ce qui conduirait à la croissance de l'industrie de l'aquaculture nécessaire pour soutenir l'approvisionnement alimentaire mondial. N'étant pas soumise aux contraintes liées aux terres arables (puisque la mer couvre

71 % de la surface de la planète), aux engrais et aux apports d'eau douce, la mariculture d'algues, ou « phyconomie » (voir Hurtado et al., 2019), associée aux technologies de la « nouvelle aquaculture », pourrait fournir le taux de croissance de 14 % par an requis par le secteur pour assurer la sécurité alimentaire mondiale d'ici 2050. Les algues marines fournissent non seulement des aliments destinés à la consommation humaine, mais aussi des matières premières pour l'alimentation animale ainsi que des produits nutraceutiques et pharmaceutiques. Elles constituent par ailleurs un puits de carbone susceptible de soutenir la lutte contre les changements climatiques.

Il est prévu que l'augmentation de la production d'algues marines destinées aux utilisations traditionnelles et actuelles se poursuive, mais les applications émergentes dans le domaine de l'agriculture pourraient également aider les pays producteurs de bétail à réduire le réchauffement de la planète. Par exemple, on a observé qu'ajoutée en complément à l'alimentation du bétail, l'algue rouge *Asparagopsis* réduit considérablement l'éruccation de méthane chez les bovins, à hauteur d'environ 26 % (Roque et al., 2019).

La culture des algues marines cherche à obtenir une certification écologique garantissant une production durable. La norme sur les algues marines (« Seaweed Standard ») contribuera à la santé des écosystèmes aquatiques mondiaux en promouvant une utilisation des ressources d'algues durable sur le plan environnemental et socialement responsable.

6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Cottier-Cook et al. (2016) ont étudié les conditions de la sauvegarde de l'industrie mondiale de l'aquaculture d'algues marines à l'avenir. Duarte et al. (2017) ont examiné le rôle que pourrait jouer la culture d'algues dans

l'atténuation des changements climatiques et l'adaptation à ces derniers. Il sera nécessaire d'entreprendre d'autres démarches scientifiques pour répondre à ces questions.

² Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

Buschmann et al. (2017) ont identifié de nombreuses lacunes dans les connaissances en ce qui concerne la production à grande échelle, l'économie et les changements climatiques. La biologie de nombreuses espèces d'algues marines est encore inconnue. Quant à celles qui sont déjà récoltées ou cultivées, certains aspects de leur biologie demeurent mal compris. De plus, les modèles de production avancés dépendent des informations « phyconomiques » susmentionnées et, pour ce qui est des exploitations au large des côtes, les informations sur les effets des changements climatiques sont particulièrement importantes. Pour établir de telles exploitations au large des côtes, il sera nécessaire de disposer de données à long terme sur les typhons et sur les températures de surface de la mer, ainsi que de données océanographiques. En vue d'assurer

la production d'algues à grande échelle d'un point de vue économique, il conviendra également de collecter des informations pour générer des modèles économiques et financiers appropriés, par exemple sur les nouvelles applications, les marchés émergents et les « externalités ». Les agriculteurs et les récoltants artisanaux sont toujours confrontés aux problèmes séculaires de la capitalisation, du manque de plants sains et vigoureux et de la variabilité des prix.

À l'heure actuelle, des institutions de cinq pays unissent leurs efforts pour combler certaines de ces lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités, en se concentrant sur la sauvegarde de l'industrie des algues, en particulier dans les pays en développement (GlobalSeaweedSTAR).

Références

- Bjerregaard, R., and others (2016). Seaweed aquaculture for food security, income generation and environmental health in tropical developing countries. Washington, D.C.: World Bank Group.
- Bradford, M. (2014). *Algas: las verduras del mar – los nutritivos tesoros marinos para la salud y el paladar*, 8th ed. Barcelona: Océano Ambar.
- Buschmann, A.H., and others (2017). Seaweed production: overview of the global state of exploitation, farming and emerging research activity. *European Journal of Phycology*, vol. 52, No. 4, pp. 391–406.
- Cottier-Cook, E.J., and others (2016). Safeguarding the future of the global seaweed aquaculture industry. Policy Brief. United Nations University, Institute for Water, Environment and Health and Scottish Association for Marine Science.
- Duarte, C. M., and others (2017). Can seaweed farming play a role in climate change mitigation and adaptation? *Frontiers of Marine Science*. vol. 4, art. 100.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2014). *FAO Yearbook: Fishery and Aquaculture Statistics 2012*. Rome.
- _____ (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome.
- _____ (2019). *FAO Yearbook: Fishery and Aquaculture Statistics 2017*. Rome.
- Gallardo Fernández, G.L., and others (2018). *Granjeras del mar: luchas y sueños en Coliumo*. Historia del área de manejo del sindicato, No. 2. Santiago: Andros Impresores.
- Gelcich, Stefan, and others (2015). Exploring opportunities to include local and traditional knowledge in the recently created “Marine Management Plans” policy of Chile. In *Fishers’ Knowledge and the Ecosystem Approach to Fisheries: Applications, Experiences and Lessons in Latin America*. Johanne Fischer and others, eds. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 591. Rome: FAO.
- GlobalSeaweedSTAR. www.globalseaweed.org.

- Hurtado, A.Q., and others (2019). Phyconomy: the extensive cultivation of seaweeds, their sustainability and economic value, with particular reference to important lessons to be learned and transferred from the practice of eucaumatoid farming, *Phycologia*, vol. 58, No. 5, pp. 472–483.
- Ibáñez, E., and M. Herrero (2017). *Las algas que comemos. ¿Qué sabemos de?* Series. Madrid: CSIC.
- Kim J.K., and others (2017). Seaweed aquaculture: cultivation technologies, challenges and its ecosystem services. *Algae*, vol. 32, No. 1, pp. 1–13. Available at <https://doi.org/10.4490/algae.2017.32.3.3>.
- Park, M., and others. (2018). Application of open water integrated multi-trophic aquaculture to intensive monoculture: a review of the current status and challenges in Korea. *Aquaculture*, vol. 497, pp. 174–183. Available at <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.07.051>.
- Piconi, P., and R. Veidenheimer (2020). *Edible Seaweed Analysis Report*. Rockland, Maine, United States: Island Institute.
- Ramírez, M., and others (2018). *Flora marina bentónica de Quintay*. Santiago: RIL Editores and Universidad Andres Bello.
- Roque, B.M., and others (2019). Inclusion of *Asparagopsis armata* in lactating dairy cows' diet reduces enteric methane emission by over 50 per cent. *Journal of Cleaner Production*, vol. 234, pp. 132–138.
- Simioni, C., and others (2019). Seaweed resources of Brazil: what has changed in 20 years? *Botanica Marina*, vol. 62, No. 5, pp. 433–441.
- Trono, G.C., and D.B. Largo (2019). The seaweed resources of the Philippines. *Botanica Marina*, vol. 62, No. 5, pp. 483–498.
- United Nations (2017). Chapter 14: Seaweeds. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.

Chapitre 18

Changements concernant l'exploitation minière des fonds marins

Constitutrices et contributeurs : James R. Hein et Pedro Madureira (co-organisateurs de l'équipe de rédaction), Maria João Bebianno (coresponsable d'équipe), Ana Colaço, Luis M. Pinheiro, Richard Roth, Pradeep Singh, Anastasia Strati (coresponsable d'équipe) et Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe).

Principales observations

- Le présent chapitre fournit une mise à jour du chapitre 23 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a) en ce qui concerne les granulats présents dans les eaux peu profondes, les placers, les gisements de sables ferrugineux et les gisements de phosphorite. Il se penche sur les permis d'exploration des ressources minérales des grands fonds marins, dont le nombre a considérablement augmenté depuis la première Évaluation.
- On envisage désormais d'utiliser de nouvelles technologies pour l'exploitation des placers, traditionnellement exploités par dragage, afin de réduire les impacts sur l'environnement marin. Les possibilités d'exploitation des gisements de phosphorite ont rencontré l'opposition des parties prenantes et ne se sont pas encore concrétisées.
- Il est envisagé d'exploiter les gisements de minéraux des fonds marins couverts par le présent chapitre (nodules polymétalliques, sulfures polymétalliques et encroûtements cobaltifères de ferromanganèse), qui font l'objet de trente contrats d'exploration octroyés par l'Autorité internationale des fonds marins (ISA).
- Les activités d'exploration sont en partie motivées par la diversité des métaux rares et essentiels que contiennent les ressources minérales des grands fonds marins, qui permettraient d'appuyer la mise en œuvre des objectifs de développement durable adoptés par l'ONU en 2015¹.
- La communauté scientifique s'inquiète des impacts environnementaux de l'exploitation de ces ressources minérales des fonds marins; l'ISA élabore actuellement des réglementations sur cet aspect.
- Les données sur la biodiversité, la connectivité et les services écosystémiques sont insuffisantes. Il est donc nécessaire de collecter rigoureusement des données écologiques de référence pour établir des prévisions en relation aux futures activités d'exploitation minière des grands fonds marins, compte tenu du risque de dommages irréversibles pour les écosystèmes des grands fonds.
- L'ISA a étudié différents modèles financiers pour l'exploitation commerciale des nodules polymétalliques. Les prix des métaux sont difficiles à prévoir, ce qui peut engendrer un risque important, susceptible de retarder l'exploitation commerciale.
- L'exploitation des ressources minérales des grands fonds marins, lesquelles sont généralement situées loin des populations humaines, pourrait avoir moins d'impact sur ces dernières que l'exploitation minière terrestre. Toutefois, la perte de biodiversité et de services écosystémiques, notamment le rôle des grands fonds marins dans la régulation du climat, suscite de vives inquiétudes. Ces préoccupations légitimes constituent le fondement du « permis social d'exploitation ».

1. Introduction

1.1. Liens avec la première Évaluation mondiale de l'océan

Le chapitre 23 de la première Évaluation mondiale de l'océan portait essentiellement sur les travaux miniers sous-marins, en particulier sur les industries extractives établies, principalement situées dans les zones proches des côtes,

où l'on trouve des granulats et des placers en eau peu profonde ainsi que des gisements de phosphate dans les eaux un peu plus profondes (Nations Unies, 2017b). Les gisements des grands fonds marins n'étaient pas exploités à des fins commerciales lorsque la première Évaluation est parue, mais celle-ci comprenait une évaluation des permis d'exploitation

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

et des activités d'exploration. Depuis lors, le nombre de permis d'exploration des grands fonds marins (c'est-à-dire à des profondeurs de plus de 200 m sous la surface de l'océan) a augmenté tant dans les zones relevant de la juridiction nationale des États côtiers, des États insulaires et des États archipels que dans la Zone (les fonds marins et leur sous-sol au-delà des limites de la juridiction nationale) administrée par l'ISA. Au XXI^e siècle, les premiers essais d'exploitation minière des grands fonds marins ont été effectués en 2017 par le Japon dans sa zone économique exclusive (ZEE), à une profondeur de 1 600 m [Ministère de l'économie, du commerce et de l'industrie (METI), 2017]. Le présent chapitre porte sur l'industrie naissante de l'exploitation minière des grands fonds marins et les gisements minéraux, le terme « fonds marins » désignant ci-après le « fond de la mer » en eau profonde.

La première Évaluation portait principalement sur les impacts environnementaux des activités de dragage et offrait une liste d'exemples d'extractions minières, mais elle ne fournissait aucune information sur la situation de référence environnementale de l'exploitation minière des fonds marins, les données disponibles ne permettant pas une compréhension suffisante des aspects environnementaux, sociaux et économiques de cette activité. Les données sur les impacts environnementaux potentiels sont encore rares et peuvent différer fortement selon qu'il s'agit de l'extraction minière dans des zones proches des côtes ou de l'exploitation minière des grands fonds océaniques. L'accès aux informations sur les avantages économiques et, dans une certaine mesure, sur les impacts sociaux de l'exploitation minière s'améliore progressivement grâce à plusieurs initiatives visant à accroître la transparence des industries extractives.

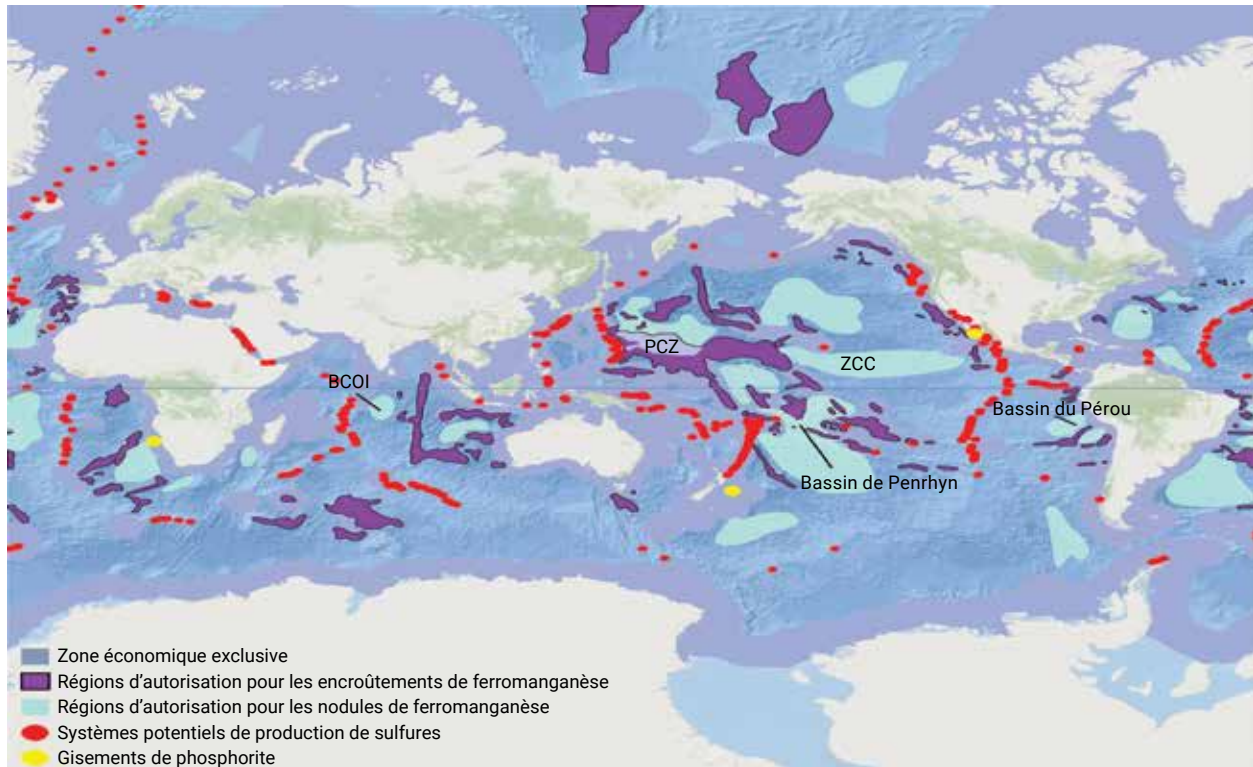
En 2015, l'Assemblée générale a adopté le Programme de développement durable à l'horizon 2030, qui comprend 17 objectifs de développement durable devant être réalisés dans le cadre d'un partenariat mondial. Les activités d'exploitation minière des fonds marins sont susceptibles de contribuer à la réalisation des objectifs 1, 5, 7 à 10, 12 à 14 et 17.

1.2. Exploitation minière des fonds marins : forces motrices, défis et perspectives

De nombreux articles scientifiques et médias grand public ont traité des multiples forces motrices, défis et perspectives liés à l'exploitation minière des fonds marins (Hein et al., 2013; Bannerji, 2019; Koschinsky et al., 2018). L'une des principales questions qui se pose concernant les forces motrices d'une telle exploitation est de savoir comment garantir l'approvisionnement en matériaux essentiels en vue de soutenir le développement d'infrastructures et la fourniture de biens à la classe moyenne en expansion des sociétés en développement, ainsi que la transition de ces sociétés vers l'urbanisation. Une autre question est de savoir la mesure dans laquelle les matériaux rares et essentiels, qui sont abondants dans les gisements minéraux des fonds marins, seront extraits pour soutenir les technologies vertes (par exemple, les éoliennes, les véhicules électriques et les cellules solaires), qui sont considérées par certaines parties prenantes comme des solutions pour garantir un avenir à faibles émissions de carbone et lutter contre les changements climatiques mondiaux (Graedel et al., 2015; Kim et al., 2015; McLellan et al., 2016; Zweibel, 2010; Banque mondiale, 2017a). Certains avancent que l'exploitation minière des fonds marins pourrait être une solution partielle à ces enjeux importants (Banque mondiale, 2017a).

De nombreuses caractéristiques uniques des futures exploitations minières des fonds marins ont été signalées comme des forces motrices supplémentaires de cette nouvelle industrie (Hein et al., 2013; Petersen et al., 2016), notamment les teneurs (concentrations) et les tonnages élevés de métaux rares et essentiels dans les gisements minéraux des fonds marins, le fait que les sites miniers sous-marins n'entraîneront pas la construction de routes, de systèmes de transport de minerais, de systèmes d'acheminement d'eau et d'électricité, de bâtiments, de décharges ou d'autres infrastructures sur le plancher océanique, et surtout, le fait qu'il ne sera pas nécessaire de déblayer les terrains de recouvrement avant de procéder à l'extraction, étant donné que les gisements d'intérêt des fonds marins sont à découvert. L'ensemble de ces caractéristiques pourraient réduire les impacts environnementaux des activités d'exploitation.

Figure I
Zones d'autorisation mondiales pour les gisements minéraux des grands fonds marins



Note : Le rouge représente les emplacements des sites d'événements hydrothermaux (d'après Beaulieu, 2015), qui sont des systèmes potentiels de production de sulfures massifs sur le fond marin. Aucun de ces sulfures n'a été trouvé dans ces sites. Dans la Prime Crust Zone (Hein et al., 2009), les zones d'autorisation pour les encroûtements cobaltifères de ferromanganèse et les nodules polymétalliques se chevauchent; les champs de nodules se trouvent entre les monts sous-marins et les crêtes dans une grande partie de la Prime Crust Zone occidentale. L'emplacement des trois gisements de phosphorite dont il est question dans le présent chapitre est indiqué par des disques jaunes. Les quatre champs de nodules polymétalliques notoires sont également indiqués : la zone de fracture de Clarion-Clipperton, le bassin du Pérou, le bassin de Penrhyn et le bassin central de l'océan Indien (adaptation d'après Hein et al., 2013). La zone en gris foncé autour de l'Antarctique n'est pas une zone économique exclusive mais représente simplement l'étendue de 200 milles nautiques.

Abréviations : BCOI, bassin central de l'océan Indien; PCZ, Prime Crust Zone; ZCC, zone de Clarion-Clipperton.

Toutefois, l'exploitation minière des fonds marins présente de nombreux défis. Le défi le plus important consiste à acquérir des connaissances suffisantes des différents écosystèmes qui caractérisent les environnements des gisements minéraux des fonds marins, ainsi que les connaissances nécessaires pour éviter, réduire et atténuer les impacts environnementaux de l'extraction des ressources. Le permis social constitue un autre défi, qui peut être relevé par la transparence et la communication. Concernant l'industrie, les défis à relever résident notamment dans l'amélioration du génie minier et des garanties environnementales, ainsi que le développement de technologies

de traitement métallurgique écologiques. La volatilité constante des prix et des marchés des métaux ainsi que la concurrence avec les sites miniers terrestres poseront également des défis de taille.

L'exploitation minière des fonds marins est déjà fortement réglementée alors qu'aucune extraction n'a encore été effectuée, ce qui permettra d'appliquer dès le départ une approche de précaution et une gestion adaptative, appuyées par une surveillance en temps réel.

1.3. Vue d'ensemble

L'exploitation des granulats marins demeure la principale activité minière au large des côtes; il s'agit d'une solution de remplacement visant à atténuer les considérables effets négatifs de l'exploitation légale et illégale des plages et du sable côtier (Torres et al., 2017). La section 2 ci-après fait le point sur cette activité, avant d'examiner d'autres gisements en eaux peu profondes proches des côtes (diamants, étain, gisements de sable ferrugineux et de phosphorite alluviaux) et l'exploitation des fonds marins. Les gisements des fonds marins qui présentent aujourd'hui un intérêt économique

sont les nodules polymétalliques, les sulfures massifs des fonds marins (ou sulfures polymétalliques) et les encroûtements cobaltifères de ferromanganèse (voir figure I). Le milieu marin et la nécessité de recueillir suffisamment de données et d'informations sur les incidences environnementales pouvant découler de l'exploitation de ces gisements sont abordés à la section 3. Les conséquences économiques et sociales attendues de l'exploitation minière des fonds marins sont examinées à la section 4. Enfin, la section 5 dresse un bref inventaire des principaux besoins en matière de renforcement des capacités.

2. Description des changements concernant la finalité et l'ampleur de l'exploitation des fonds marins

La première Évaluation décrivait l'état de l'exploitation minière marine active, qui était et demeure limitée aux gisements situés dans des eaux peu profondes proches des côtes. On trouvera ci-après un certain nombre d'informations mises à jour, mais peu a changé dans ce domaine d'activité depuis la première Évaluation.

2.1. Description des changements intervenus jusqu'à présent

2.1.1. Point sur les granulats, le sable et le gravier

La première Évaluation a fourni un aperçu détaillé de l'extraction des granulats et a recensé les effets négatifs majeurs de l'exploitation du sable de plage, notamment s'agissant de la vulnérabilité et de la résilience des côtes face aux inondations, aux ondes de tempête, aux tsunamis et à la montée du niveau de la mer. L'ensemble des effets observés ont suscité un intérêt croissant dans le monde entier pour remplacer cette activité par l'exploitation de granulats au large des côtes.

Depuis la conclusion de la première Évaluation, les granulats sont restés les matériaux les plus exploités dans le milieu marin, généralement à des profondeurs d'eau inférieures à 50 m. En 2016, les Pays-Bas étaient en tête de

l'extraction de granulats marins (12,5 millions de tonnes), suivis du Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord (11,9 millions de tonnes), de l'Allemagne (10 millions de tonnes), de la France (7 millions de tonnes), du Danemark (6,6 millions de tonnes) et de la Belgique (6,6 millions de tonnes) (Union européenne des producteurs de granulats, 2018). En 2017, en Belgique, le gravier du plateau continental n'a pas été exploité, et les modifications apportées à la législation sur l'exploitation du sable et du gravier marins en 2014 concernant les quantités maximales de sable pouvant être extraites de certaines zones avaient introduit une diminution annuelle de ces quantités de 1 % entre 2014 et 2019 [Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM), 2018]. En Finlande, il n'y a pas eu d'extraction marine en 2017, mais des permis ont été délivrés pour extraire huit millions de m³ de sable jusqu'en 2027 au large des côtes d'Helsinki et de l'embouchure du fleuve Iijoki (CIEM, 2018). Depuis la première Évaluation, l'extraction de sable et de gravier a augmenté aux États-Unis d'Amérique, où ces matériaux servent de matière brute pour les projets de restauration des côtes endommagées par les tempêtes, en particulier le long des côtes de l'Atlantique et du golfe du Mexique. Pour la seule région atlantique des États-Unis, l'extraction totale de granulats en 2018 s'élevait à 17,45 millions de m³,

dont 97 % ont été utilisés pour des projets publics de remblayage des plages (restauration côtière) (CIEM, 2019). La Chine a détecté des granulats marins en abondance, principalement dans la mer de Chine orientale, le détroit de Taïwan et le plateau continental nord de la mer de Chine méridionale, dont la quantité a été estimée à environ $1,6 \times 10^{12}$ tonnes (Qin et al., 2014). L'Inde, le Japon, Kiribati et la République de Corée figuraient eux aussi dans la première Évaluation pour leur importante activité d'extraction de granulats au large des côtes.

Les tendances actuelles de développement indiquent que la demande de sable augmentera dans les années à venir à un rythme accéléré, ce qui s'explique en grande partie par l'expansion urbaine rapide, qui exercera une pression supplémentaire sur les dépôts de sable limités et entraînera des conflits dans le monde entier (Torres et al., 2017). Il convient donc de promouvoir des innovations technologiques qui permettront de réduire au minimum les effets de l'extraction de granulats sur l'environnement (Gavriletea, 2017), ainsi que de mener des études intégrées pour mieux comprendre le milieu marin et pour connaître la durée nécessaire pour que le milieu naturel, en particulier les écosystèmes benthiques et planctoniques, retrouve son état normal à la suite des impacts causés par l'exploitation minière des granulats (par exemple, Gonçalves et al., 2014).

2.1.2. Point sur les placers de diamant

L'exploitation des placers de diamant était largement traitée dans la première Évaluation, mais quelques données actualisées sont nécessaires. Environ 75 % de la production de diamants en Namibie provient de ses gisements de placers situés au large des côtes. Debmarmine, une coentreprise à parts égales entre De Beers et la Namibie, construit actuellement un nouveau navire d'exploitation minière (SS Nujoma) qui augmentera la production au large des côtes d'environ 500 000 carats par an². Opérationnel en 2022, ce navire sur mesure sera équipé de nouvelles technologies destinées à augmenter son efficacité et sa productivité. L'extraction de placers de diamant

au large de la Namibie atteint désormais des profondeurs d'eau allant jusqu'à 200 m.

2.1.3. Point sur les placers d'étain

Les placers situés dans le lit des rivières, les vallées et les fonds marins représentent près de 80 % des ressources mondiales d'étain (Kamilli et al., 2017). La plus vaste zone de placers sur terre et en mer se trouve dans l'énorme ceinture d'étain de l'Asie du Sud-Est. En 2017, l'Indonésie est devenue le deuxième producteur au monde, avec des quantités sensiblement égales d'étain extraites sur terre et en mer, et le premier producteur mondial d'étain en mer. Selon le rapport annuel 2018 de l'entreprise minière PT Timah Tbk³, la production totale d'étain en Indonésie est passée de 24 121 tonnes en 2016 à 33 444 tonnes en 2018, la plus la plus grande quantité produite depuis 2012. La réserve indonésienne de 800 000 tonnes est la deuxième après celle de la Chine, qui s'élève à 1 100 000 tonnes [Service géologique des États-Unis (USGS), 2019], et Timah estime que les ressources en étain de l'Indonésie s'élèvent à 1 043 633 tonnes. Timah étudie la technologie du forage d'extraction dans son exploitation minière en mer. Selon la société, cette technologie peut augmenter la production de minerai d'étain tout en réduisant considérablement ses effets sur l'environnement. Il s'agirait d'une évolution notable, car les placers d'étain au large des côtes sont exploités par des méthodes de dragage, qui ont un impact environnemental sur les écosystèmes benthiques, mésopélagiques et pélagiques.

À titre de comparaison, la production minière en Malaisie n'était que de 4 000 tonnes en 2018, mais les réserves sont estimées à 250 000 tonnes (USGS, 2019). Jusqu'à présent, la Malaisie a produit 55 % de l'étain utilisé dans le monde (Kamilli et al., 2017).

2.1.4. Point sur les gisements de sable ferrugineux

Le sable ferrugineux est un sable contenant des grains d'oxyde de fer (généralement de la

² Voir www.mining-technology.com/features/giant-mining-vessels-how-high-quality-gems-are-exploited-from-the-sea.

³ Voir www.timah.com.

magnétite), que l'on trouve le plus souvent le long des zones côtières. Le sable est extrait pour le fer qui sera exploité par l'industrie sidérurgique. La première Évaluation contenait une étude de cas sur les gisements de sable ferrugineux situés au large des côtes de la Nouvelle-Zélande à des profondeurs d'eau de 20 à 42 m. Un permis d'exploitation minière a été accordé à Trans-Tasman Resources Limited (TTR) en mai 2014 pour un maximum de 50 millions de tonnes de minerai par an pendant 20 ans, qui seraient extraites sur une zone de 66 km². Il s'agit de la première étape d'un processus réglementaire autorisant l'extraction. Comme indiqué dans la première Évaluation, le comité de décision de l'Agence de protection de l'environnement de la Nouvelle-Zélande avait refusé d'accorder un permis environnemental d'exploitation en juin 2014, estimant que les données environnementales étaient insuffisantes. En août 2018, le comité a cependant accordé un permis environnemental d'exploitation pour une quantité allant jusqu'à 50 millions de tonnes de sable ferrugineux par an pendant 35 ans, suite à une demande révisée. Des groupes de défense de l'environnement et de la pêche ont fait appel de cette décision, et la Haute Cour de Nouvelle-Zélande a décidé en août 2018 qu'aucune exploitation minière n'aurait lieu. Elle a renvoyé la demande au comité pour un examen plus approfondi sur la base des critères de la Cour relatifs aux conditions juridiques applicables en matière de gestion adaptative. TTR a fait appel de la décision de la Haute Cour auprès de la Cour d'appel, et a maintenant formé un recours auprès de la Cour suprême, devant laquelle l'affaire est pendante.

Trois autres entreprises ont obtenu des permis d'exploration des gisements de sable ferrugineux situés dans les zones maritimes de la Nouvelle-Zélande : Cass Offshore Minerals Limited a un permis d'exploration des gisements de sable ferrugineux au large de la côte de New Plymouth, la même région couverte par le permis d'exploitation minière accordé à TTR; en mai 2018, Ironsands Offshore Mining Limited a reçu l'autorisation d'explorer un sanctuaire marin au large de New Plymouth, région également couverte par les permis de TTR et de Cass; et Pacific Offshore Mining a un permis d'exploration des gisements de sable à haute

teneur en fer et en titane (ilménite) au large de la baie de Plenty, à l'est de l'île du Nord.

2.1.5. Gisements de phosphorite : Chatham Rise (Nouvelle-Zélande), Don Diego (Mexique), Namibian Marine Phosphate Sandpiper et autres projets (Namibie)

La phosphorite est une roche sédimentaire, ou sédiment, dont la teneur en minéraux phosphatés est suffisante pour présenter un intérêt économique. Le phosphate est utilisé dans l'agriculture comme engrais et dans l'industrie chimique, notamment sous forme d'acide phosphorique utilisé dans la plupart des boissons non alcoolisées. Aucune exploitation minière n'a encore commencé dans les trois zones visées par les permis énumérés dans la présente section (voir la figure I pour les emplacements).

Chatham Rock Phosphate (CRP) détient un permis d'exploitation minière depuis décembre 2013 et a demandé une autorisation environnementale en juin 2014, mais le comité de décision désigné par l'Agence de protection de l'environnement de la Nouvelle-Zélande a rejeté cette demande en février 2015. La société espère finaliser la nouvelle demande et l'audition auprès de l'Agence de protection de l'environnement d'ici fin 2021. Elle prévoit d'exploiter 820 km² et d'extraire jusqu'à 1,5 million de tonnes de phosphate par an à des profondeurs d'eau pouvant atteindre 450 m, et étudie actuellement la possibilité d'extraire des éléments de terres rares qui pourraient constituer un important sous-produit.

Le projet de phosphate de Don Diego (Mexique) a été couvert par la première Évaluation. À cette période, Odyssey Marine Exploration avait envoyé au Secrétariat de l'environnement et des ressources naturelles du Mexique (SEMARNAT) une étude d'impact environnemental pour approbation. La demande d'exécution du projet de phosphate par sa filiale, Exploraciones Oceánicas, a été rejetée en avril 2016. En 2018, la décision a fait l'objet d'un appel auprès du tribunal administratif mexicain, qui a jugé que la décision n'avait pas tenu compte des nombreuses procédures d'atténuation environnementale proposées, mais le SEMARNAT a rétabli sa décision

précédente. Le projet passe aujourd'hui par différents stades de négociation.

La société Namibian Marine Phosphate Limited (NMP) avait obtenu un permis d'exploitation minière (ML170) en juillet 2011, et présenté une évaluation des impacts sur l'environnement ainsi qu'un programme de gestion environnementale en 2012. Elle a ensuite obtenu un certificat de conformité aux normes environnementales à des fins d'exploitation minière en septembre 2016, qui lui a toutefois été retiré deux mois plus tard, suite aux protestations de diverses parties prenantes. La société a fait appel auprès de la Haute Cour de Namibie. En mai 2018, elle a obtenu gain de cause dans le cadre de cet appel, et la Haute Cour a rejeté le retrait du certificat⁴. Les opérations de NMP se dérouleront à des profondeurs d'eau de 190 à 345 m sur une zone d'environ 2 200 km², à 60 km au large des côtes namibiennes. D'autres sociétés détiennent également des permis pour des zones au large de la côte namibienne, dont CRP.

2.1.6. Exploitation minière des fonds marins

La première Évaluation indiquait que l'exploitation minière des sulfures massifs des fonds marins pourrait commencer en 2017 dans le bassin de Manus, en mer de Bismarck, et dans la ZEE de Papouasie-Nouvelle-Guinée. Toutefois, en raison de l'incapacité à réunir les fonds nécessaires, la société exploitante a mis fin à ce projet⁵.

Les États insulaires du Pacifique travaillent à l'élaboration et à l'adoption d'une législation sur l'exploitation minière des fonds marins dans les zones relevant de la juridiction nationale. La publication de la réglementation législative nationale a été soutenue par un certain nombre d'initiatives, notamment par l'actuel Pacific Maritime Boundaries Consortium et par le projet « Deep Sea Minerals Project » (2011-2016) de la Communauté du Pacifique, financé par l'Union européenne.

L'ISA gère actuellement trente contrats d'exploration⁶. Au moment de la rédaction de la présente Évaluation, l'Afrique était le seul continent dont aucun pays ne parrainait d'activités d'exploration dans la Zone administrée par l'Autorité. Des projets de règlements sur l'exploitation des ressources minérales marines dans la Zone sont actuellement examinés par l'ISA. Le Conseil de l'ISA considère que leur adoption est urgente⁷.

2.1.6.1. Nodules polymétalliques

Les nodules polymétalliques se forment principalement sur le fond abyssal sédimentaire des océans, à des profondeurs d'environ 3 500 à 6 500 m (Kuhn et al., 2017) (voir figures I, II.C et II.D). L'intérêt économique de ces gisements réside principalement dans le nickel, le cuivre, le cobalt et le manganèse, bien que l'on y trouve aussi du molybdène, du titane, du lithium, du zirconium, des éléments de terres rares et de l'yttrium en fortes concentrations (Hein et al., 2013; Kuhn et al., 2017).

Au moment de la rédaction de la présente Évaluation, dix-huit contrats portant sur les nodules polymétalliques étaient entrés en vigueur, dont seize dans la zone de fracture de Clarion-Clipperton dans le Pacifique Nord-Est (voir figure III), un dans le Pacifique Nord-Ouest et un dans le bassin central de l'océan Indien. La zone d'exploration attribuée au contractant peut atteindre une superficie maximale de 150 000 km², mais ne peut excéder 75 000 km² après huit ans suivant la date du contrat⁸.

Outre la zone de Clarion-Clipperton, le bassin du Pérou et les bassins de Penrhyn-Samoa abritent des zones à fort potentiel. Bien que la plupart des gisements de nodules se situent dans la Zone, on trouve également d'importants gisements de nodules polymétalliques dans les ZEE des Îles Cook, de Kiribati, de Nioué et des Samoa américaines (États-Unis), entre autres (Hein et al., 2005; 2015).

⁴ Voir <https://namiblii.org/na/judgment/high-court-main-division/2018/122>.

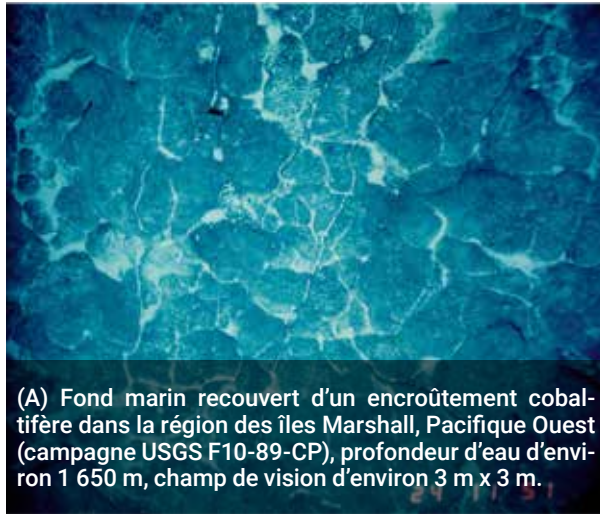
⁵ Voir <https://dsmf.im>.

⁶ Voir <https://isa.org.jm/index.php/exploration-contracts>.

⁷ Voir le document ISBA/24/C/8/Add.1, par. 7.

⁸ Voir le document ISBA/19/C/17, article 25.

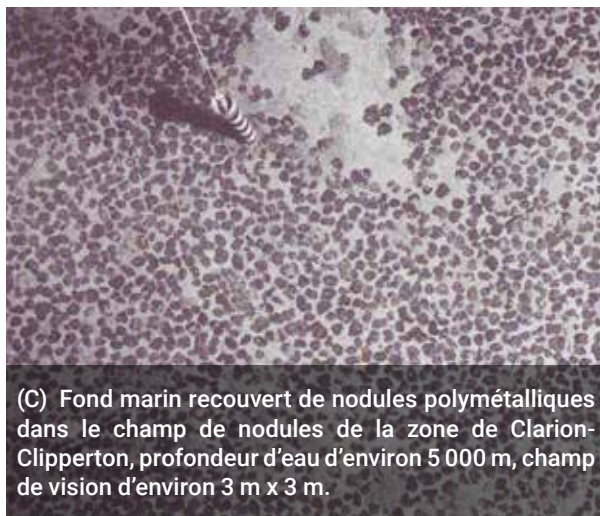
Figure II
Photographies des encroûtements, nodules et sulfures polymétalliques
des fonds marins et des gisements minéraux



(A) Fond marin recouvert d'un encroûtement cobaltifère dans la région des îles Marshall, Pacifique Ouest (campagne USGS F10-89-CP), profondeur d'eau d'environ 1 650 m, champ de vision d'environ 3 m x 3 m.



(B) Encroûtement de 12 cm d'épaisseur (CD29-2, USGS campagne F7-86-HW) de la zone de l'île Johnston, dans le Pacifique central, récupéré à une profondeur d'eau de 2 225 m, l'échelle graphique représente 10 cm.



(C) Fond marin recouvert de nodules polymétalliques dans le champ de nodules de la zone de Clarion-Clipperton, profondeur d'eau d'environ 5 000 m, champ de vision d'environ 3 m x 3 m.



(D) Nodules polymétalliques de la zone de Clarion-Clipperton, dans le nord-est de l'océan Pacifique; chaque nodule a un diamètre de 3 cm, profondeur d'eau d'environ 5 000 m.

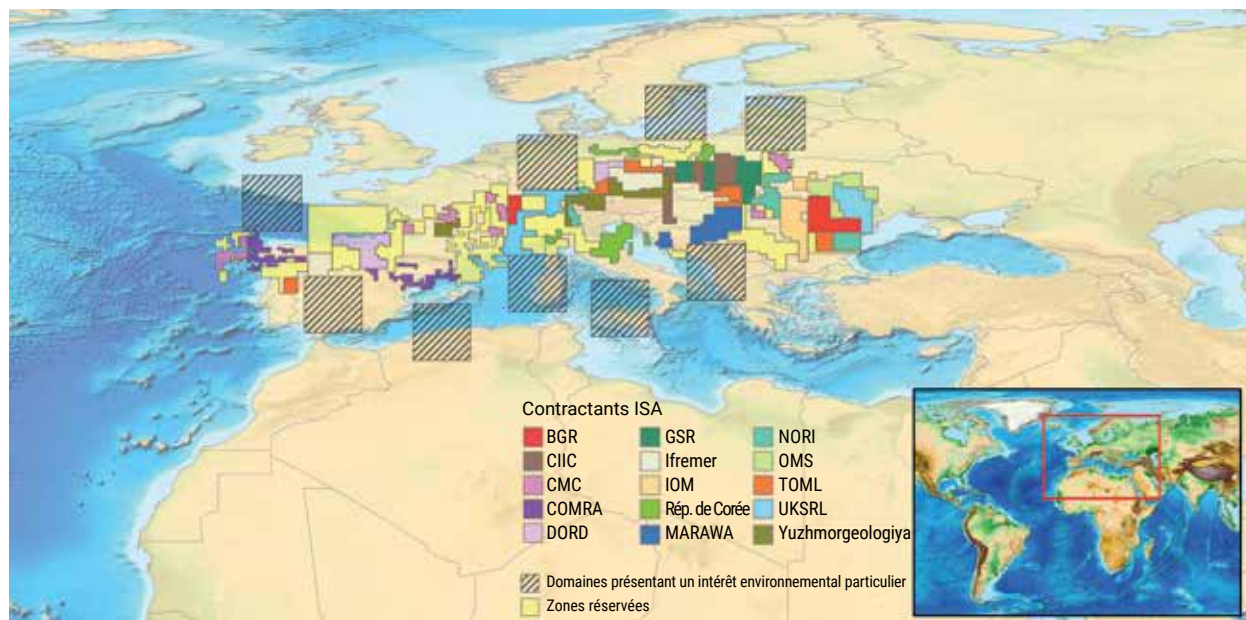


(E) Fond marin avec un fumeur noir actif au nord-est de l'océan Pacifique, profondeur d'eau approximative de 2 200 m, champ de vision d'environ 4 m x 4 m (National Oceanic and Atmospheric Administration, Ceinture de feu).



(F) Coupe transversale d'une grande cheminée de sulfure de zinc montrant un conduit de silice jaune par lequel s'écoulaient les fluides chauds; recueillis à 377 m de profondeur d'eau, arc volcanique des Mariannes, Pacifique Ouest (JAMSTEC, campagne NT10-12).

Figure III
Carte des contrats de la zone de fracture de Clarion-Clipperton de l'Autorité internationale des fonds marins, superposée à l'Europe pour indiquer l'échelle



Source : Autorité internationale des fonds marins, 2019 – Zone de Clarion-Clipperton.

Abréviations : BGR, Institut fédéral des géosciences et des ressources naturelles d'Allemagne; CIIC, Cook Islands Investment Corporation; CMC, China Minmetals Corporation; COMRA, Association chinoise de recherche-développement concernant les ressources minérales des fonds marins; DORD, Deep Ocean Resources Development Co. Ltd; GSR, Global Sea Mineral Resources NV; Ifremer, Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer; IOM, Organisation mixte InterOceanmetal; République de Corée, Gouvernement de la République de Corée; MARAWA, Marawa Research and Exploration Ltd; NORI, Nauru Ocean Resources Inc; OMS, Ocean Mineral Singapore Pte. Ltd; TOML, Tonga Offshore Mining Limited; UKSRL, UK Seabed Resources Ltd.

2.1.6.2. Sulfures massifs des fonds marins ou sulfures polymétalliques

On trouve des systèmes de circulation hydrothermale à haute température dans tous les bassins océaniques le long des centres d'expansion de la dorsale médio-océanique et le long des centres d'expansion des arcs volcaniques et des arrière-arcs (voir figure I). Les produits dont la température est la plus élevée sont les sulfures massifs des fonds marins et les gisements de sulfate situés dans les systèmes à flux concentré, comme les cheminées. Les gisements hydrothermaux de manganèse et d'oxyde de fer, dont la température est plus basse, se situent dans les systèmes à flux diffus (voir figures II.E et II.F). Les gisements peuvent se former à des profondeurs d'eau de 200 à 5 000 m, les gisements en eaux plus profondes étant généralement situés le long des centres d'expansion, et ceux en eaux

moins profondes le long des arcs volcaniques. Dans tous ces milieux, certains gisements de sulfures massifs des fonds marins présentent de fortes concentrations de cuivre, de zinc, d'or et d'argent. On dispose en général de peu d'informations sur les tonnages des gisements en formation, mais ils sont typiquement faibles. Les tonnages et les teneurs des gisements de sulfures massifs des fonds marins inactifs et en dehors de l'axe sont encore plus méconnus, mais il est probable que leur tonnage soit plus élevé et comparable à celui de certains homologues terrestres (German et al., 2016; Jamieson et al., 2017).

Les sulfures massifs des fonds marins hydrothermaux sont courants dans les ZEE de nombreux États du Pacifique, tels que les Fidji, le Japon, la Nouvelle-Zélande, les Îles Salomon, les Tonga et le Vanuatu, ainsi que dans celles de la Norvège et du Portugal situées dans

l'Atlantique, et dans les ZEE de l'Arabie saoudite et du Soudan, dans la mer Rouge. Le dernier de ces sulfures massifs des fonds marins hydrothermaux correspond au gisement de boue métallifère de la faille Atlantis II, qui pourrait être le seul gisement de sulfures massifs des fonds marins de taille similaire aux grands gisements terrestres (jusqu'à 90 millions de tonnes) (Hoagland et al., 2010).

Dans la Zone, sept contrats d'exploration de sulfures massifs des fonds marins sont entrés en vigueur depuis 2011 : trois dans l'océan Atlantique et quatre dans l'océan Indien. La zone couverte par chaque contrat est composée d'un maximum de 100 blocs, disposés en cinq groupes ou plus. Chaque bloc mesure environ 10 km par 10 km, pour une superficie maximale de 100 km². La zone d'exploration ne peut dépasser 2 500 km² à la fin de la dixième année suivant la date du contrat⁹.

2.1.6.3. Encroûtements cobaltifères de ferromanganèse

Les encroûtements cobaltifères de ferromanganèse se forment sur les flancs et le sommet des monts sous-marins, des crêtes et des plateaux où la roche des fonds marins est à découvert (voir figures II.A et II.B). Plusieurs milliers de ces édifices se trouvent dans les bassins océaniques; ils sont particulièrement abondants dans l'océan Pacifique (voir figure I). Les encroûtements cobaltifères de ferromanganèse se trouvent à des profondeurs d'eau allant de 400 à 7 000 m environ. Outre le cobalt, le nickel et le manganèse, les encroûtements cobaltifères de ferromanganèse contiennent un large éventail de métaux rares et essentiels présentant un intérêt économique et ayant des applications dans les technologies émergentes et de prochaine génération, en particulier le tellure, le niobium, les éléments de terres rares et l'yttrium, le scandium et les métaux du groupe du platine (Hein et al., 2013, 2017). En termes de teneur, de tonnage, de topographie, de l'âge de la croûte océanique et des conditions océanographiques, les meilleurs emplacements de la Zone et dans les zones relevant

de la juridiction nationale pour l'exploration et l'exploitation à venir des encroûtements cobaltifères de ferromanganèse se situent dans la zone dite « Prime Crust Zone » du Pacifique central telle que définie par Hein et al. (2009, 2013), qui comprend notamment les ZEE des îles Bonin (Japon), du Commonwealth des îles Mariannes septentrionales (États-Unis), des îles Izu (Japon), de l'île Johnston (États-Unis) et des îles Marshall. Les monts sous-marins et les crêtes de l'immense Prime Crust Zone se trouvent pour moitié dans des ZEE et pour moitié dans la Zone. Les ZEE de la Polynésie française (France), de Kiribati, de Nioué et des Tuvalu, dans le Pacifique, renferment un potentiel de ressources moindre. Les monts sous-marins de l'Atlantique Nord-Est (ZEE du Portugal et de l'Espagne) présentent également des teneurs et des tonnages de métaux qui méritent d'être davantage étudiés.

Les encroûtements cobaltifères de ferromanganèse dans la Zone sont aujourd'hui activement explorés dans le cadre de cinq contrats établis avec l'ISA : quatre dans la partie occidentale de la Prime Crust Zone et un dans l'Atlantique Sud-Ouest. La zone couverte par chaque contrat d'exploration est composée de 150 blocs au maximum, disposés en grappes. Chaque bloc peut être de forme carrée ou rectangulaire et ne peut excéder 20 km². La zone d'exploration ne peut être supérieure à 1 000 km² à la fin de la dixième année suivant la date du contrat¹⁰.

2.2. Avancées technologiques

Les avancées technologiques concernant les encroûtements cobaltifères de ferromanganèse sont très en retard par rapport à celles relatives aux sulfures massifs des fonds marins et aux nodules polymétalliques. Elles ne sont pas abordées dans la présente section.

2.2.1. Sulfures massifs des fonds marins

Depuis la première Évaluation, plusieurs opérations pilotes d'exploitation minière des fonds marins ont été menées *in situ*. La plus

⁹ Voir le document ISBA/16/A/12/Rév.1, articles 12 et 27.

¹⁰ Voir le document ISBA/18/A/11, articles 12 et 27.

complète a été une opération de deux mois réalisée par la société Japan Oil, Gas and Metals National Corporation pendant l'été 2017 dans la ZEE du Japon à une profondeur de 1 600 m, près de la préfecture d'Okinawa (METI, 2017). L'opération a consisté en un essai pilote de l'intégralité du système envisagé pour extraire les sulfures massifs des fonds marins du plancher océanique (voir figure IV.D). Pour la première fois, trois outils de production minière conçus par Nautilus Minerals pour l'extraction des sulfures massifs des fonds marins du gisement Solwara 1 au large des côtes de Papouasie-Nouvelle-Guinée étaient utilisés. Les machines, construites par la société Soil Machine Dynamics, ont été soumises à des essais en immersion dans une excavation terrestre fermée sur l'île de Motukea¹¹. D'autres outils d'exploitation minière des sulfures massifs des fonds marins ont été mis au point ou sont en cours de développement, par exemple le cutter pour parois moulées Bauer BC40 (voir figure IV.C).

2.2.2. Nodules polymétalliques

Un essai minier *in situ* a été programmé pour les nodules polymétalliques en 2019 dans la zone de Clarion-Clipperton, dans les zones correspondant aux contrats de l'Institut fédéral des géosciences et des ressources naturelles et de Global Sea Mineral Resources NV (GSR) respectivement parrainés par l'Allemagne et la Belgique, à une profondeur d'eau d'environ 4 500 m. L'essai portait sur le prototype de collecteur de nodules (Patania II) mis au point par la société DEME, dont GSR est une division (voir figure IV.A). Il n'a pas été concluant car le connecteur ombilical a été endommagé, ce qui a entraîné une panne de courant¹². En 2017, toujours dans la zone de Clarion-Clipperton, GSR a lancé avec succès le collecteur pré-prototype Patania I. D'autres outils d'extraction de nodules polymétalliques ont été mis au point ou sont en cours de développement, par exemple

les outils d'extraction de nodules en tandem du Korea Research Institute of Ships and Ocean Engineering (voir figure IV.B), qui sont conçus pour collecter les nodules polymétalliques, les broyer, puis les injecter dans un système tampon, et enfin les acheminer dans le tube de dégagement.

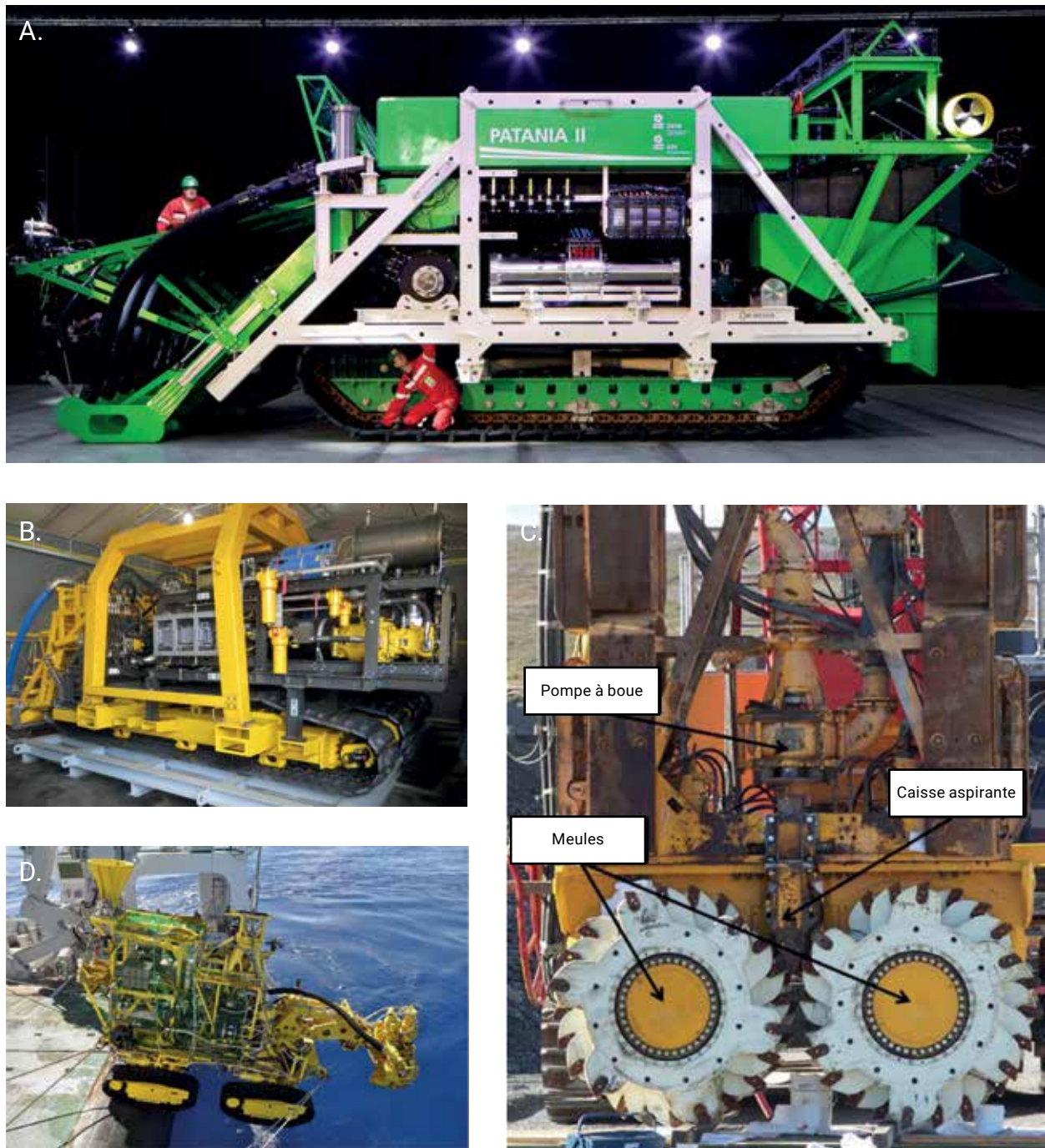
2.3. Orientations futures

La transition vers un avenir à faibles émissions de carbone, en faveur de laquelle la plupart des gouvernements se sont engagés, pourrait raviver l'intérêt pour l'exploitation des fonds marins et la recherche de nouvelles sources de métaux. La majorité des activités d'exploitation minière des fonds marins seront probablement menées dans la Zone, qui comprend la plupart des plaines abyssales et des sections des dorsales médio-océaniques et monts sous-marins formant le plancher océanique, ce qui devrait favoriser un changement de paradigme dans l'industrie minière. L'exploitation des fonds marins sera surveillée principalement par la communauté internationale dans le cadre de l'ISA, laquelle compte actuellement 168 membres. Toutefois, de nombreuses questions restent en suspens et doivent être traitées au niveau mondial. Par exemple, comment cette activité économique potentielle affectera-t-elle la production de l'exploitation minière terrestre, qui est souvent une source importante de revenus dans de nombreux pays en développement ? Dans quelle mesure et à quel niveau l'exploitation minière des fonds marins aura-t-elle des effets sur l'environnement à court, moyen et long terme ? Pour répondre au moins à cette dernière question, des avancées technologiques majeures sont encore nécessaires pour améliorer la surveillance *in situ* du milieu marin et acquérir des séries de données spatiales et temporelles représentatives.

¹¹ Voir <https://dsmobserver.com/2017/07/nautilus-png-submerged-trials>.

¹² Voir www.deme-gsr.com/news/article/patania-ii-technical-update.

Figure IV
Exemples de nouveaux prototypes d'outils d'exploitation minière des grands fonds marins



(A) Global Seabed Mineral Resources (GSR; Belgique), machine d'extraction de nodules polymétalliques Patania II (photographie reproduite avec l'aimable autorisation de GSR).

(B) Machine d'extraction de nodules polymétalliques du Korea Research Institute of Ships and Ocean Engineering (photographie : Hein).

(C) Cutter pour parois moulées Bauer Maschinen GmbH, BC40 conçu pour l'exploitation minière de sulfures polymétalliques.

(D) Machine d'extraction minière des sulfures polymétalliques de la Japan Oil, Gas and Metals National Corporation, testée dans un creux d'un champ de sulfures d'Okinawa à l'été 2017.

3. Aspects environnementaux

3.1. Progrès en matière de connaissances et d'impacts environnementaux

Les eaux profondes représentent plus de 90 % de la superficie des océans et comprennent un éventail d'écosystèmes et d'habitats au niveau du plancher océanique et dans la colonne d'eau (Ramirez-Llodra et al., 2011; Gollner et al., 2017). Les différents types de ressources minérales des fonds marins sont situés dans des cadres géologiques et océanographiques variés, et abritent donc divers types d'habitats et de communautés.

Les réglementations destinées à éviter, à réduire et à atténuer les impacts sur la faune associée ou non aux ressources portent généralement sur les effets physiques, la pollution sonore, la pollution lumineuse et les panaches de particules. Au cours de la dernière décennie, plusieurs projets et initiatives ont permis de recenser de possibles effets de l'exploitation minière des fonds marins sur l'environnement, tels que l'étendue et l'impact des panaches de sédiments ou d'eau situés loin des zones directement exploitées et leur toxicité potentielle (Managing Impacts of Deep-Sea Resource Exploitation, 2016). Parmi les impacts attendus sur les écosystèmes (voir le tableau ci-après), on peut citer la limitation de la connectivité entre les populations, l'interférence avec le cycle de vie des espèces, des changements de comportement, la perte d'espèces et d'habitats, des effets sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes et des effets sur la chimie de la colonne d'eau. Plusieurs espèces et écosystèmes des grands fonds présentent des caractéristiques de vulnérabilité, telles qu'une maturité tardive, des rythmes de croissance lents, une longue espérance de vie ainsi qu'un recrutement faible ou imprévisible.

Des travaux récents ont mis en évidence le rôle de l'ensemble des ressources des fonds marins en tant qu'habitats essentiels pour les communautés : les nodules polymétalliques, qui constituent le substrat dur prédominant de la plaine abyssale de la zone

de Clarion-Clipperton, renferment un large éventail de d'habitats de la faune (Vanreusel et al., 2016; Simon-Lledó et al., 2019a); les écosystèmes d'événements hydrothermaux actifs sont des habitats singuliers et fragmentés, colonisés par des organismes chimiosynthétiques endémiques et surtout par des espèces rares (Van Dover et al., 2018); les sulfures massifs des fonds marins associés aux champs d'événements inactifs ne sont pas suffisamment étudiés, mais la littérature existante signale la présence de coraux et d'éponges d'eau froide, dont la dépendance vis-à-vis des communautés microbiennes reste à déterminer (Boschen et al., 2016; Van Dover, 2019); les encroûtements cobaltifères de ferromanganèse des monts sous-marins abritent divers écosystèmes selon l'endroit et la profondeur d'eau, notamment des coraux et des éponges d'eau froide et d'autres espèces formant des habitats (Rowden et al., 2010).

Lors d'un récent atelier organisé dans le but d'évaluer la nature des panaches miniers mésopélagiques et leurs effets potentiels sur les écosystèmes mésopélagiques, il a été signalé que les activités d'exploitation minière des fonds marins pouvaient avoir différents effets négatifs sur les organismes mésopélagiques mais que l'ampleur des perturbations potentielles était encore incertaine, et que des recherches supplémentaires sur la faune pélagique étaient donc nécessaires, en particulier dans les zones mésopélagique, bathypélagique et abyssopélagique (Drazen et al., 2019).

Bien que l'exploitation minière des fonds marins ne soit pas faite à des fins commerciales, des expériences en eaux profondes simulant des activités minières ont été réalisées. Le premier essai d'exploitation minière de nature commerciale sur des nodules polymétalliques a été effectuée en 1970. Depuis, un certain nombre d'essais miniers commerciaux à petite échelle ou de perturbations scientifiques ont été réalisés en vue de simuler l'exploitation minière. Les résultats des impacts simulés de l'exploitation minière ont permis d'établir une limite inférieure concernant l'intensité probable des effets des perturbations minières et

les délais nécessaires au rétablissement des communautés benthiques (Jones et al., 2017, et références dans ce document). Les simulations visant à reproduire l'exploitation minière de nodules polymétalliques ont permis de comprendre les processus de rétablissement à la suite de perturbations à petite échelle, survenues jusqu'à 26 ans auparavant, dans les plaines abyssales (Gollner et al., 2017; Jones et al., 2017). Les résultats de ces études ont montré que la vaste faune sessile se rétablit très lentement suite à une perturbation (voir

également Vanreusel et al., 2016), et ont invariablement indiqué des impacts majeurs et un manque de rétablissement de la faune même sur des échelles décennales (Jones et al., 2017). Si l'on s'attendait tout à fait aux impacts observés sur la faune qui évolue au sein des nodules, étant donné que les nodules mettent des millions d'années à se former, on a aussi constaté des répercussions importantes sur les organismes vivant dans les sédiments situés sur les trajectoires perturbées et aux alentours (Simon-Lledó et al., 2019b).

Pressions de l'exploitation minière des fonds marins, impacts potentiels sur les différents habitats et services écosystémiques susceptibles d'être affectés^a

Pression	Impact potentiel	Services écosystémiques affectés	Habitat
Extraction du substrat des fonds marins	<ul style="list-style-type: none"> - Perte de la faune benthique par prélèvement direct - Changements dans la composition des sédiments - Perte ou dégradation de l'habitat - Stress engendré sur la faune 	<p>Soutien</p> <ul style="list-style-type: none"> - Cycle des nutriments - Circulation - Production chimiosynthétique - Production secondaire - Biodiversité 	<ul style="list-style-type: none"> - Benthopélagique - Benthique
		<p>Réglementation</p> <ul style="list-style-type: none"> - Séquestration du carbone - Régulation biologique - Régénération des nutriments 	<ul style="list-style-type: none"> - Benthopélagique - Benthique
Panache d'extraction	<ul style="list-style-type: none"> - Pertes ou dommages causés aux espèces benthiques par l'étouffement des organismes (de la macrofaune aux micro-organismes) - Changements de comportement chez les animaux - Changements dans la composition des sédiments - Changements dans la morphologie des fonds marins 		
		Panache d'assèchement	<ul style="list-style-type: none"> - Obstruction de la structure alimentaire, sensorielle ou respiratoire - Dommages mécaniques aux tissus - Stress
Rejet de substances à partir des sédiments (panache d'extraction et d'assèchement)	<ul style="list-style-type: none"> - Toxicité - Libération de nutriments - Turbidité 		
		Bruit sous-marin	Perturbation des animaux
Lumière sous-marine	Perturbation des animaux		

^a Voir aussi, par exemple, Thurber et al., 2014.

3.2. Politiques et législation : nouvelles réglementations et politiques, et avancées internationales, régionales et nationales

Concernant les gisements proches des côtes, on s'attend à une augmentation de l'extraction de sable et de gravier au cours des prochaines décennies, probablement jusqu'à des profondeurs d'eau de plus de 50 m. On prévoit également une réglementation environnementale plus stricte ainsi que la mise au point de technologies d'extraction plus respectueuses de l'environnement s'agissant de l'exploitation des granulats marins (par exemple, Ellis et al., 2017; Kaikkonen et al., 2018).

Les normes et les directives de gestion environnementale pour l'exploitation minière des fonds marins en sont encore à leurs balbutiements (Jones et al., 2019). L'ISA a adopté un « Code d'exploitation minière » pour réglementer les activités de prospection et d'exploration, et établira également des règlements pour l'exploitation des minéraux dans la Zone. L'élaboration de ces règlements se fera parallèlement à celle des normes et des directives visant à définir des objectifs et des seuils environnementaux. À cet égard, l'adoption de plans régionaux de gestion environnementale dans les zones concernées par des contrats d'exploration constituera un outil essentiel pour définir des objectifs environnementaux. Le premier plan de gestion de l'environnement a été élaboré par l'ISA en 2011 pour les nodules polymétalliques de la zone de Clarion-Clipperton, et adopté en 2012¹³. Plusieurs ateliers ont été organisés ou le seront bientôt afin d'élaborer des critères qui permettront d'appuyer la mise en place de nouveaux plans régionaux de gestion de l'environnement¹⁴.

Tel qu'il ressort de l'étude comparative des législations nationales existantes en matière d'exploitation minière des fonds marins, au 5 juin 2018, 31 États au total avaient fourni à l'ISA les textes législatifs nationaux relatifs aux activités d'exploitation minière des fonds marins, ou des informations sur le contenu de ces textes¹⁵.

3.3. Lacunes en matière de données, d'informations et de connaissances

La définition et la quantification précise des impacts de l'exploitation minière sur la colonne d'eau et au niveau du plancher océanique peuvent être abordées à l'aide d'indicateurs environnementaux spécifiques qui déterminent les bonnes conditions environnementales et les seuils au-delà desquels des impacts seront observés. On manque aujourd'hui cruellement d'informations sur les écosystèmes des grands fonds marins, sur le cycle biologique de base et caractéristiques biologiques des espèces des grands fonds marins, sur les caractéristiques des futures technologies minières et sur la réaction des organismes des grands fonds marins aux impacts de l'exploitation minière. L'exploitation minière pourrait donc avoir des conséquences imprévues. Les lacunes en matière de connaissances peuvent être classées en trois catégories : la biodiversité, la connectivité et les fonctions et services (Miller et al., 2018; Thornborough et al., 2019). On manque encore d'informations sur les composantes de base de chaque système écologique, sur les interactions entre ces composantes et sur les relations des écosystèmes avec les gradients environnementaux. De telles informations écologiques de référence sont nécessaires pour permettre de prévoir comment la biodiversité, la connectivité des espèces et les fonctions et services écosystémiques réagiront au changement.

¹³ Voir les documents ISBA/17/LTC/7 et ISBA/18/C/22.

¹⁴ Voir le document ISBA/24/C/3.

¹⁵ Disponibles à l'adresse www.isa.org.jm/national-legislation-database.

4. Conséquences économiques et sociales

4.1. Conséquences économiques

Les aspects économiques de l'exploitation minière des fonds marins sont intimement liés à l'état de la technologie minière et à la demande accrue de métaux pour les applications technologiques de pointe. Parmi les trois types de gisements minéraux des fonds marins examinés dans le présent chapitre, les nodules polymétalliques sont les plus susceptibles d'être exploités en premier lieu. Cela est dû à l'association de deux facteurs : la relative facilité d'extraction des nodules, en raison de leur nature isolée; et la croissance prévue de la demande, en particulier de cobalt et de nickel, pour les nouvelles technologies d'énergie verte. La présente section porte donc principalement sur les aspects économiques de l'exploitation minière des nodules.

4.1.1. Aspects économiques de l'exploitation minière des nodules polymétalliques des fonds marins

Les activités minières commerciales concernant les nodules polymétalliques dépendront non seulement de l'économie globale du système, mais aussi de l'économie des différentes parties prenantes. Les recettes potentielles provenant de la vente de métaux seraient suffisantes pour justifier, d'un point de vue financier, les importants investissements et coûts d'exploitation associés à l'exploitation minière des fonds marins, mais ces recettes associées à la Zone doivent servir en priorité aux dépenses administratives de l'ISA. Les fonds restants pourraient être utilisés pour remplir d'autres obligations au titre de la Partie XI de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer¹⁶ et de l'Accord relatif à l'application de la Partie XI de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer du 10 décembre 1982¹⁷, notamment le partage équitable des avantages financiers, conformément à l'article 140 et à l'article 160, paragraphe 2, point g), de la Convention, et la compensation des pays

en développement qui sont des producteurs terrestres, et dont l'économie se voit affectée par les conséquences de l'exploitation minière des fonds marins sur le cours des métaux. Des fonds devraient également être alloués à la surveillance environnementale et réglementaire ainsi qu'à la réhabilitation des sites. Les opérations minières n'auront lieu que si les recettes restantes après les contributions versées à l'ISA (ou leurs équivalents pour l'exploitation minière des fonds marins dans les zones relevant de la juridiction nationale) peuvent couvrir les coûts d'exploitation et fournir un rendement suffisant pour attirer les investissements. Les premières recherches sur l'économie de l'exploitation minière des fonds marins suggèrent que les recettes pourraient être suffisantes, mais des questions restent en suspens, notamment concernant les fonds nécessaires pour s'acquitter des obligations au titre de la Partie XI de la Convention, l'attribution des responsabilités pour les dommages environnementaux et les rendements exigés par les investisseurs.

4.1.2. Revenus tirés des métaux

Bien que les nodules polymétalliques contiennent de nombreux métaux, seuls quatre d'entre ces métaux se trouvent actuellement à des concentrations suffisamment élevées pour justifier le coût de leur extraction à l'égard des entreprises de transformation de métaux : le manganèse est de loin le métal le plus important en masse, et constitue donc une part significative du flux de revenus, malgré des prix relativement bas sur le marché; les concentrations de cobalt, de cuivre et de nickel sont plus faibles, mais ces minéraux se vendent à des prix plus élevés et constituent donc des sources de revenus importantes.

Il est difficile de prévoir l'évolution du cours des métaux, et les prix auxquels s'échangeront les métaux à l'avenir peuvent différer des prévisions, une incertitude susceptible de créer un risque important pour les investisseurs. Le

¹⁶ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

¹⁷ *Ibid.*, vol. 1836, n° 31364.

cobalt et le nickel devraient tous deux jouer un rôle important dans les futures solutions de stockage de l'énergie. Leur demande pourrait donc connaître une forte croissance, et leur prix évoluer à la hausse. Concernant le manganèse, l'exploitation minière des nodules polymétalliques injectera une grande quantité de matière sur un marché restreint et pourrait exercer une pression significative à la baisse sur les prix.

4.1.3. Collecte des nodules, investissements dans la transformation des métaux et coûts d'exploitation

Seules les activités menées sur les sites miniers marins tombent sous la juridiction de l'ISA, mais les coûts concernant d'autres activités doivent être pris en compte lors de l'évaluation des facteurs économiques qui auront des conséquences sur les investissements. C'est pourquoi les études des systèmes financiers doivent porter sur les investissements et les coûts concernant non seulement les activités en mer, mais aussi les activités réalisées en aval.

S'agissant des coûts, il est nécessaire de procéder à d'importants investissements initiaux, puis d'engager des dépenses opérationnelles permanentes. Les économies d'échelle imposent une taille minimale d'opération qui, selon de nombreux experts, supposera d'extraire et de transformer de 1,5 à 3 millions de tonnes sèches de nodules par an. Un système générant 3 millions de tonnes sèches par an nécessiterait environ 4 milliards de dollars d'investissements initiaux, dont environ 300 millions de dollars pour l'exploration et les études de faisabilité, plus de 1,5 milliard de dollars pour le matériel de collecte des nodules et un système de transport dédié, et plus de 2 milliards de dollars pour une installation de traitement des métaux. Les dépenses d'exploitation annuelles sont estimées à environ un milliard de dollars, dont plus ou moins un tiers pour la collecte des nodules, et les deux tiers restants pour le traitement des métaux. Si l'on tient compte des pertes métallurgiques et des prévisions de l'industrie concernant le cours des métaux à long terme, les revenus tirés des métaux pour une exploitation de 3 millions de

tonnes sèches par an rapporteraient environ 2,5 milliards de dollars de recettes annuelles.

4.1.4. Répartition des fonds entre les parties prenantes

Il reste à voir si le niveau de recettes qui subsistera après s'être acquitté des obligations au titre de la Partie XI de la Convention sur le droit de la mer sera suffisant pour motiver tous les acteurs à participer. On s'attend à ce qu'un marché des nodules, sur lequel ces derniers seraient vendus par les collecteurs aux entreprises de transformation par l'intermédiaire d'un centre mondial d'autorisation des échanges, se développe lorsque les nodules seront exploités, le cas échéant. Cependant, en attendant la création d'un tel marché, l'économie du système ne peut être évaluée qu'en estimant le flux de revenus entre toutes les parties prenantes. Les collecteurs de nodules paieront une redevance à l'ISA pour extraire des nodules des fonds marins. Les entreprises de transformation de métaux paieront les ressources (nodules) aux collecteurs de nodules, et vendront les produits métalliques finaux sur le marché mondial à une variété de consommateurs finaux. Les recettes devront couvrir toutes les dépenses d'exploitation de ces entreprises, en plus du paiement des collecteurs (et des transporteurs) pour l'obtention des nodules. Tout excédent sera soumis à l'impôt local sur les sociétés. Ces fonds ne seront pas versés à l'ISA, mais les taxes locales pourraient avoir des conséquences importantes sur l'économie d'autres parties prenantes et doivent donc être prises en compte pour déterminer si le système générera des rendements suffisants pour justifier l'investissement.

Les entreprises de transformation de métaux paieront les collecteurs pour acquérir les nodules, mais ces derniers devront couvrir leurs dépenses d'exploitation et verser des redevances à l'ISA (ou aux autorités locales, si l'opération se déroule dans une ZEE) pour les droits d'exploitation des nodules. Ils pourraient également avoir à contribuer à des fonds pour la viabilité environnementale et à fournir des obligations en garantie pour les dommages environnementaux imprévus. Leurs bénéficiaires, le cas échéant, pourraient

être soumis à l'impôt de l'État qui les parraine et faire l'objet de redevances supplémentaires à l'ISA. L'ISA recevra des fonds sous forme de redevances pour les droits sur les nodules. Elle est également susceptible de devenir le garant des fonds de durabilité ou des obligations de responsabilité environnementale. Les redevances versées devront être suffisantes pour compenser l'abandon des droits sur les nodules et toute autre modification de l'environnement des grands fonds marins.

L'ISA examine à l'heure actuelle divers systèmes de redevances, notamment des systèmes *ad valorem* fixes en une ou deux étapes, des systèmes *ad valorem* variables où le taux varie en fonction des prix des métaux ou d'autres conditions financières du marché, et des systèmes combinés avec un taux *ad valorem* fixe et un taux supplémentaire lié aux bénéfices. Dans les systèmes *ad valorem*, la redevance est indexée sur la valeur du métal extrait. Chaque système présente différents avantages et inconvénients, notamment concernant la question de savoir si les parties prenantes qui assumeront les risques et celles qui tireront avantage de l'évolution des cours des métaux et des coûts des projets, ainsi que concernant le calendrier des recettes pour chaque partie prenante.

4.1.5. Retours sur investissement et trésorerie de l'Autorité internationale des fonds marins

Les investissements initiaux très élevés obligeront les collecteurs de nodules et les entreprises de transformation de métaux à lever des fonds sur les marchés financiers mondiaux. On estime que les financiers n'investiront que si leur taux de retour sur investissement est d'environ 18 % dans la plupart des scénarios raisonnables de prix des métaux et de coûts à venir. Les investissements dans les mines terrestres traditionnelles exigent souvent des taux de rendement supérieurs à 15 %, mais comportent en revanche des niveaux de risque technologique considérablement plus faibles. Une variété de systèmes et de taux de redevance laisserait des revenus suffisants aux contractants pour atteindre ces taux de rendement. Toutefois, on ne sait pas encore précisément si l'un de ces systèmes fournirait

des revenus suffisants à l'ISA pour compenser l'extraction des nodules et les modifications de l'environnement des grands fonds marins.

4.2. Conséquences sociales

Les conséquences sociales potentielles des activités d'exploitation minière des fonds marins sont considérées comme complexes et cumulatives (Koschinsky et al., 2018). Bien que l'exploitation minière des fonds marins puisse entraîner une myriade de conséquences sociales, on estime généralement que son impact direct sur la société sera moindre que celui de l'exploitation minière terrestre (Roche et Bice, 2013). Par exemple, les projets d'exploitation minière terrestre entraînent souvent des déplacements de communautés, des changements d'utilisation des terres et la nécessité de construire des infrastructures, telles que des routes et des chemins de fer (Banque mondiale, 2017b). Les conditions de travail dangereuses (par exemple, les risques professionnels) et les risques pour la sécurité et la santé générale des communautés vivant à proximité des sites miniers (par exemple, à la suite de catastrophes sur le site ou de l'exposition à la pollution de l'air et de l'eau causée par l'exploitation minière) constituent également des conséquences notables de l'exploitation minière terrestre (Groupe international d'experts sur les ressources, 2020). Ces facteurs n'interviendront pas dans l'exploitation minière des fonds marins. Par ailleurs, les gisements de minéraux des fonds marins ont tendance à contenir des teneurs en métaux plus élevées que les gisements terrestres, et, en outre, se tourner vers les fonds marins pour obtenir une source supplémentaire de métaux réduirait la nécessité d'exploiter davantage les sites terrestres (Sharma et Smith, 2019).

Pour déterminer les conséquences sociales possibles de l'exploitation minière des fonds marins, il convient de tenir compte de l'emplacement prévu des activités liées à cette exploitation. Il est de plus en plus évident que les zones généralement associées aux gisements de minéraux des fonds marins sont éloignées des populations humaines. Ainsi, les questions de délocalisation ou de conflits liés à l'utilisation des terres ne se posent pas en matière d'exploitation minière des fonds

marins, contrairement à l'exploitation minière terrestre (Sharma et Smith, 2019). En outre, les conséquences sociales de l'exploitation minière des fonds marins seront différentes selon que les activités sont réalisées dans la Zone ou dans des zones relevant d'une juridiction nationale. Toutefois, il est admis que les activités d'exploitation minière des fonds marins peuvent entrer en conflit avec d'autres utilisations de l'espace maritime, comme la pêche, la navigation, les câbles en haute mer, les sites d'élevage et les routes migratoires.

En raison de la nature de l'exploitation minière des fonds marins et de la possibilité de dommages transfrontaliers, les communautés vivant sur le territoire où ces activités sont menées et celles des États côtiers limitrophes comptent parmi les secteurs de la société qui pourraient être directement touchés par les activités liées à l'exploitation (Dunn et al., 2017). Compte tenu du fait que la Zone et ses ressources minérales ont été déclarées patrimoine commun de l'humanité, les conséquences sociales doivent être considérées dans leur ensemble (Hunter et al., 2018). Malgré la distance qui sépare les activités menées dans la Zone des centres de population, de graves inquiétudes subsistent quant aux conséquences négatives que pourrait avoir la perte de biodiversité et de services écosystémiques, notamment le rôle des grands fonds marins dans la régulation du climat, sur la société dans son ensemble (Kaikkonen et al., 2018).

S'agissant des conséquences sociales, une approche prenant en considération à la fois les avantages potentiels et les possibles conséquences négatives de l'exploitation minière des fonds marins pour la société fournirait des informations cruciales pour étayer

les décisions. Une telle approche pourrait tenir compte de la répartition des bénéfices financiers dans le cadre d'un mécanisme de partage des avantages, ainsi que de l'existence d'une source supplémentaire d'approvisionnement en métaux pour répondre aux demandes actuelles et futures. Il convient de reconnaître que si une nouvelle source d'approvisionnement en métaux peut apporter des avantages, elle peut également avoir des conséquences néfastes, notamment pour les pays dont l'économie est fortement tributaire de l'exportation de métaux provenant de l'exploitation minière terrestre, et que ces conséquences doivent être étudiées et traitées, conformément à l'article 151, paragraphe 10, de la Convention sur le droit de la mer et à la section 7, paragraphe 1, de l'annexe à l'Accord relatif à l'application de la Partie XI de la Convention.

Outre ce qui précède, la notion de « permis social d'exploitation » mérite une attention particulière. Au-delà de la nécessité d'une autorisation de l'organisme de réglementation, cette notion renvoie à l'acceptation de la société pour qu'une activité commerciale telle que l'extraction de ressources puisse être entreprise (Owen et Kemp, 2013; Parsons et Moffat, 2014). Les questions relatives à la transparence et à la large participation des parties prenantes au processus décisionnel présentent aussi un intérêt particulier (Ardron et al., 2018; Madureira et al., 2016).

Enfin, afin de garantir l'internalisation de l'ensemble des coûts externes de l'exploitation minière des fonds marins par la société, l'intégration du principe du pollueur-payeur dans le cadre réglementaire de l'ISA pourrait être considérée comme une approche (Lodge et al., 2019).

5. Besoins en matière de renforcement des capacités

Il est absolument essentiel de renforcer les capacités en matière de recherche et de conservation de la biodiversité des fonds marins, mais aussi de recenser et d'évaluer les gisements minéraux au large des côtes, en particulier dans les États en développement. Les techniques d'exploration et la technologie

d'exploration des encroûtements cobaltifères de ferromanganèse sont sensiblement en retard par rapport à celles qui sont employées pour les sulfures massifs des fonds marins et les nodules polymétalliques.

Il est également nécessaire, aux fins de l'exploitation minière au large des côtes, que l'on

procède à une grande collecte de données de référence, notamment en ce qui concerne les caractéristiques des écosystèmes et des éléments qui les composent ainsi que les variations naturelles des situations de référence environnementales, notamment s'agissant du plateau continental en eaux peu profondes et la haute mer. Enfin, il est tout aussi essentiel de mettre en place des capacités réglementaires qui soient transparentes et inclusives pour éviter, réduire et atténuer les conséquences écosystémiques, et d'assurer un suivi en ligne à long terme des impacts de l'exploitation minière.

En 2019, le Groupe des États d'Afrique a soumis à l'Assemblée de l'ISA un document concernant des programmes de formation pour les pays en développement, dans lequel il a souligné les besoins existants en matière de renforcement des capacités et de développement¹⁸. Dans un récent rapport d'évaluation sur l'examen des programmes et initiatives de renforcement des capacités mis en œuvre par l'ISA¹⁹, le secrétariat de l'ISA a détaillé les travaux de l'Autorité en matière de renforcement des capacités. Le secrétariat a examiné dans ce rapport les principaux thèmes du renforcement des capacités mis en œuvre par l'ISA jusqu'à présent, à savoir le programme

de formation des contractants, le Fonds de dotation pour la recherche scientifique marine dans la Zone et le programme de stages. Avec d'autres, ce rapport a constitué le sujet de l'atelier international sur le renforcement des capacités et l'évaluation des ressources et des besoins qui s'est tenu à Kingston du 10 au 12 février 2020. Un résumé de l'atelier est disponible sur le site web de l'ISA²⁰.

Les partenariats stratégiques entre l'ONU et les institutions régionales, axés sur la création de plateformes visant à renforcer la coopération internationale pour les programmes de renforcement des capacités, abordent certains sujets particuliers auxquels sont confrontés les pays en développement, et contribuent à créer un terrain d'entente pour améliorer les actions. Dans le cadre de l'ISA, il s'est avéré nécessaire d'offrir davantage de possibilités aux États en développement de participer aux activités dans la Zone²¹. Si les programmes de formation du personnel de l'ISA et des États en développement restent une obligation contractuelle pour les entités qui ont conclu des contrats d'exploration avec l'Autorité, il est néanmoins difficile de suivre les effets positifs de tels programmes et les nouvelles perspectives qu'ils ont pu créer pour ces pays.

Références

- Ardron, Jeff A., and others (2018). Incorporating transparency into the governance of deep-seabed mining in the Area beyond national jurisdiction. *Marine Policy*, vol. 89, pp. 58–66.
- Banerji, A. (2019). India plans deep dive for seabed minerals. *Marine Technology Magazine*, 2019.
- Beaulieu, S.E. (2015). *InterRidge Global database of Active Submarine Hydrothermal Vent Fields*. Prepared for InterRidge, Version 3.3, kml file produced 16 September 2015. Available at <http://vents-data.interridge.org>.
- Boschen, Rachel E., and others (2016). Seafloor massive sulfide deposits support unique megafaunal assemblages: implications for seabed mining and conservation. *Marine Environmental Research*, vol. 115, pp. 78–88.
- Dunn, D.C., and others (2017). Adjacency: How legal precedent, ecological connectivity, and Traditional Knowledge inform our understanding of proximity. https://nereusprogram.org/wp-content/uploads/2018/09/BBNJ-Policy-brief-adjacency_v5.pdf.
- Drazen J.C., and others (2019). Report of the workshop Evaluating the nature of midwater mining plumes and their potential effects on midwater ecosystems. Research Ideas and Outcomes 5, e33527. <https://doi.org/10.3897/rio.5.e33527>
- Ellis, J., and others (2017). Environmental management frameworks for offshore mining: the New Zealand approach. *Marine Policy*, vol. 85, pp. 178–192.

¹⁸ Voir le document ISBA/25/A/8.

¹⁹ Disponible à l'adresse www.isa.org.jm/files/2020-02/assessment.pdf.

²⁰ Disponible à l'adresse www.isa.org.jm/files/2020-02/outcomessummary_0.pdf.

²¹ Voir le document ISBA/24/A/10.

- Gavriletea, Marius Dan (2017). Environmental impacts of sand exploitation. Analysis of sand market. *Sustainability*, vol. 9, No. 7, art. 1118.
- German, Christopher R., and others (2016). Hydrothermal exploration of mid-ocean ridges: where might the largest sulfide deposits be forming? *Chemical Geology*, vol. 420, pp. 114–126.
- Gollner, Sabine, and others (2017). Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. *Marine Environmental Research*, vol. 129, pp. 76–101.
- Gonçalves, D.S., and others (2014). Morphodynamic evolution of a sand extraction excavation offshore Vale do Lobo, Algarve, Portugal. *Coastal Engineering*, vol. 88, pp. 75–87.
- Graedel, Thomas E., and others (2015). On the materials basis of modern society. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 112, No. 20, pp. 6295–6300.
- Hein, James R., and others (2013). Deep-ocean mineral deposits as a source of critical metals for high-and green-technology applications: Comparison with land-based resources. *Ore Geology Reviews*, vol. 51, pp. 1–14.
- Hein, James R., and others (2015). Critical metals in manganese nodules from the Cook Islands EEZ, abundances and distributions. *Ore Geology Reviews*, vol. 68, pp. 97–116.
- Hein, James R., and others (2017). Arctic deep water ferromanganese-oxide deposits reflect the unique characteristics of the Arctic Ocean. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 18, No. 11, pp. 3771–3800.
- Hein, James R., and others (2009). Seamount characteristics and mine-site model applied to exploration-and mining-lease-block selection for cobalt-rich ferromanganese crusts. *Marine Georesources and Geotechnology*, vol. 27, No. 2, pp. 160–176.
- Hein, James R., and others (2005). Marine mineral resources of Pacific Islands—a review of the Exclusive Economic Zones of islands of US affiliation, excluding the State of Hawaii.
- Hoagland, Porter, and others (2010). Deep-sea mining of seafloor massive sulfides. *Marine Policy*, vol. 34, No. 3, pp. 728–732.
- Hunter, Julie, and others (2018). Broadening common heritage: Addressing gaps in the deep sea mining regulatory regime. *Harvard Environmental Law Review*, vol. 16. <https://harvardelr.com/2018/04/16/broadening-common-heritage>.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2018). *Interim Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 16–19 April 2018, Copenhagen, Denmark*. ICES CM 2018/HAPISG:05.
- _____ (2019). *Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT)*. ICES Scientific Reports, vol. 1, No. 87. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5733>.
- International Resource Panel (2020). Mineral Resource Governance in the 21st Century: Gearing extractive industries towards sustainable development. Ayuk, E.T., and others, A Report by the International Resource Panel. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- Jamieson, John W., and others (2017). Seafloor Massive Sulfide Resources. In *Encyclopedia of Maritime and Offshore Engineering*, pp. 1–10. American Cancer Society. <https://doi.org/10.1002/9781118476406.emoe579>.
- Jones, Daniel O.B., and others (2017). Biological responses to disturbance from simulated deep-sea polymetallic nodule mining. *PLoS One*, vol. 12, No. 2, e0171750.
- Jones, Daniel O.B., and others (2019). Existing environmental management approaches relevant to deep-sea mining. *Marine Policy*, vol. 103, pp. 172–181.
- Kaikkonen, Laura, and others (2018). Assessing the impacts of seabed mineral extraction in the deep sea and coastal marine environments: current methods and recommendations for environmental risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 135, pp. 1183–1197.
- Kamilli, Robert J., and others (2017). Tin. Report 1802S. Professional Paper. Reston, United States. USGS Publications Warehouse. <https://doi.org/10.3133/pp1802S>.
- Kim, Junbeum, and others (2015). Critical and precious materials consumption and requirement in wind energy system in the EU 27. *Applied Energy*, vol. 139, pp. 327–34. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.11.003>.
- Koschinsky, Andrea, and others (2018). Deep-sea mining: Interdisciplinary research on potential environmental, legal, economic, and societal implications. *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 14, No. 6, pp. 672–691.
- Kuhn, Thomas, and others (2017). Composition, formation, and occurrence of polymetallic nodules. In *Deep-Sea Mining*, pp. 23–63. Springer.
- Lodge, Michael W., and others (2019). Environmental Policy for Deep Seabed Mining. In *Environmental Issues of Deep-Sea Mining*, pp. 347–379. Springer.

- Madureira, Pedro, and others (2016). Exploration of polymetallic nodules in the Area: Reporting practices, data management and transparency. *Marine Policy*, vol. 70, pp. 101–107.
- Managing Impacts of Deep-Sea Resource Exploitation (2016). www.eu-midas.net.
- McLellan, Benjamin C., and others (2016). Critical minerals and energy—impacts and limitations of moving to unconventional resources. *Resources*, vol. 5, No. 2. <https://doi.org/10.3390/resources5020019>.
- Miller, K.A., and others (2018). An overview of seabed mining including the current state of development, environmental impacts, and knowledge gaps. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 418. <http://doi.org/10.3389/fmars.2017.00418>.
- Ministry of Economy, Trade and Industry (METI of Japan) (2017). www.meti.go.jp/english/index.html.
- Owen, John R., and Deanna Kemp (2013). Social licence and mining: A critical perspective. *Resources Policy*, vol. 38, No. 1, pp. 29–35.
- Parsons, Richard, and Kieren Moffat (2014). Constructing the meaning of social licence. *Social Epistemology*, vol. 28, Nos. 3–4, pp. 340–363.
- Petersen, Sven, and others (2016). News from the seabed—Geological characteristics and resource potential of deep-sea mineral resources. *Marine Policy*, vol. 70, pp. 175–187.
- Qin, Ya-Chao, and others (2014). Offshore aggregates resources on the northern continental shelf of the East China Sea. *Resource Geology*, vol. 65, No. 1, pp. 39–46. <https://doi.org/10.1111/rge.12052>.
- Ramirez-Llodra, Eva, and others (2011). Man and the Last Great Wilderness: Human Impact on the Deep Sea. *PLOS ONE*, vol. 6, No. 8, pp. 1–25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022588>.
- Roche, Charles, and Sara Bice (2013). Anticipating social and community impacts of deep sea mining. *Deep Sea Minerals and the Green Economy, Secretariat of the Pacific Community, Suva*, pp. 59–80.
- Rowden, Ashley A., and others (2010). A test of the seamount oasis hypothesis: seamounts support higher epibenthic megafaunal biomass than adjacent slopes. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 95–106.
- Sharma, Rahul, and Samantha Smith (2019). Deep-sea mining and the environment: an introduction. In *Environmental Issues of Deep-Sea Mining*, pp. 3–22. Springer.
- Simon-Lledó, Erik, and others (2019a). Biological effects 26 years after simulated deep-sea mining. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 8040. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44492-w>.
- Simon-Lledó, Erik, and others (2019b). Ecology of a polymetallic nodule occurrence gradient: Implications for deep-sea mining. *Limnology and Oceanography*, vol. 64, No. 5, pp. 1883–94. <https://doi.org/10.1002/lno.11157>.
- Thornborough, K.J., and others (2019). Towards an ecosystem approach to environmental impact assessment for deep-sea mining. In *Environmental Issues of Deep-Sea Mining*, pp. 63–94. Springer, Cham.
- Thurber, Andrew R., and others (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 14, pp. 3941–3963.
- Torres, Aurora, and others (2017). A looming tragedy of the sand commons. *Science*, vol. 357, No. 6355, pp. 970–971.
- Union européenne des producteurs de granulats (2018). *A Sustainable Industry for a Sustainable Europe Annual Review 2017–2018*. Brussels: European Aggregates Association.
- United Nations (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United States Geological Survey (USGS) (2019). *Mineral Commodity Summaries 2019*. United States Geological Survey.
- Van Dover, Cindy Lee, and others (2018). Scientific rationale and international obligations for protection of active hydrothermal vent ecosystems from deep-sea mining. *Marine Policy*, vol. 90, pp. 20–28.
- Van Dover, Cindy Lee, and others (2019). Inactive Sulfide Ecosystems in the Deep Sea: A Review. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 461. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00461>.
- Vanreusel, Ann, and others (2016). Threatened by mining, polymetallic nodules are required to preserve abyssal epifauna. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 26808.
- World Bank (2017a). The growing role of minerals and metals for a low carbon future. World Bank Publications, Washington, D.C. <http://documents.worldbank.org/curated/en/207371500386458722/pdf/117581-WP-P159838-PUBLIC-ClimateSmartMiningJuly.pdf>.
- _____ (2017b). Precautionary management of deep sea minerals. World Bank Publications, Washington, D.C. <http://documents1.worldbank.org/curated/en/349631503675168052/pdf/119106-WP-PUBLIC-114p-PPDSMbackgroundfinal.pdf>.
- Zweibel, Ken (2010). The impact of tellurium supply on cadmium telluride photovoltaics. *Science*, vol. 328, No. 5979, pp. 699–701. <https://doi.org/10.1126/science.1189690>.

Chapitre 19

Changements concernant la recherche et l'extraction d'hydrocarbures

Constitutrices et contributeurs : Amardeep Dhanju (organisateur de l'équipe de rédaction), Arsonina Bera, Kacou Yebowe Seraphim, Alan Simcock (coresponsable d'équipe) et Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe).

Principales observations

- Depuis la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a), le secteur du pétrole et du gaz au large des côtes a continué à se développer à l'échelle mondiale, en particulier dans les eaux profondes et ultra-profondes. Cette expansion s'explique par l'utilisation de plateformes à jambes de tension, d'espars et de systèmes flottants de production, de stockage et de déchargement (FPSO).
- Au cours des dix prochaines années, les régions frontalières telles que la Méditerranée orientale, la côte est de l'Amérique du Sud (Brésil et Guyana) et la côte ouest de l'Afrique pourraient être les principaux moteurs de la croissance de l'exploration et de la production de pétrole et de gaz au large des côtes.
- On observe une tendance à la hausse des activités de démantèlement, en particulier dans les régions matures, telles que la mer du Nord et le golfe du Mexique.
- Les pratiques d'exploration et de production continuent d'évoluer afin de minimiser les impacts potentiels sur le milieu environnant.
- La création d'instruments réglementaires permettant de gérer efficacement les ressources au large des côtes, en particulier dans les régions frontalières, nécessite un engagement important et un investissement institutionnel à long terme.
- L'innovation technologique et les capacités industrielles sophistiquées développées depuis des décennies par le secteur du pétrole et du gaz au large des côtes profitent au secteur émergent des énergies marines renouvelables (EMR).
- Depuis la première Évaluation, le secteur des hydrocarbures au large des côtes a bénéficié d'une impulsion majeure, à savoir les progrès technologiques réalisés dans l'analyse des données d'exploration et de production au large des côtes afin d'améliorer l'efficacité opérationnelle et financière.

1. Introduction

1.1. Champ d'application

Le chapitre 21 de la première Évaluation (Nations Unies, 2017b) a fourni un état de référence pour l'industrie des hydrocarbures au large des côtes, lequel portait sur les tendances de l'exploration et de la production, les aspects sociaux et économiques, les technologies émergentes et les futures tendances potentielles, ainsi que sur les impacts environnementaux associés au développement des ressources et aux activités de production, et a permis de mettre en évidence les lacunes en matière de capacité d'évaluation des impacts.

Le présent chapitre contient une évaluation de l'état actuel du secteur mondial des hydrocarbures au large des côtes et présente certains des progrès réalisés dans ce domaine depuis

la première Évaluation. Il décrit les tendances en matière d'exploration, de production et de démantèlement, comprend une évaluation approfondie des aspects économiques, sociaux et environnementaux, y compris les impacts potentiels, et met en lumière les lacunes en matière de renforcement des capacités, en particulier dans les économies émergentes, ainsi que le rôle essentiel que joue l'industrie des hydrocarbures au large des côtes pour faciliter le développement du secteur des EMR au niveau mondial. Son contenu se rapporte également aux chapitres 6D, 8, 9, 20, 21 et 26 de la présente Évaluation.

Le présent chapitre est lié à cinq objectifs de développement durable¹ : objectif n° 8 (Promouvoir une croissance économique soutenue, partagée et durable, le plein emploi

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

productif et un travail décent pour tous), objectif n° 9 (Bâtir une infrastructure résiliente, promouvoir une industrialisation durable qui profite à tous et encourager l'innovation), objectif n° 12 (Établir des modes de consommation et de production durables), objectif n° 13 (Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions) et objectif n° 14 (Conserver et exploiter de manière durable les océans, les mers et les ressources marines aux fins du développement durable).

1.2. Vue d'ensemble des ressources mondiales en hydrocarbures au large des côtes et des tendances de la production

La production mondiale de pétrole brut n'a cessé de croître et a dépassé les 100 millions de barils par jour en 2018, tandis que la production de gaz naturel a augmenté plus rapidement, pour atteindre 113,7 milliards de MBtu (millions d'unités thermiques britanniques) en 2016 (Agence internationale de l'énergie, 2019)². La production de pétrole et de gaz sur terre continue de dominer, mais la production de pétrole au large des côtes, qui était stable à environ 27 millions de barils par jour depuis dix ans, affiche une tendance à la hausse (Clemente, 2018). Entre-temps, la production de gaz naturel au large des côtes a augmenté régulièrement au cours des dix dernières années à hauteur de 35 milliards de MBtu, avec des gains au large des côtes du Brésil et de l'Australie, en Méditerranée orientale et, de manière encore plus significative encore, dans le golfe Persique, avec le développement de l'énorme North Field au large des côtes du Qatar (Davis, 2018). La production de gaz naturel devrait augmenter principalement grâce aux activités en eaux peu profondes, tandis que l'augmentation de la production de pétrole dépendra

en grande partie des forages dans les zones d'eaux profondes et ultra-profondes.

Le pétrole au large des côtes est produit dans plus de 50 pays, les plus importants producteurs étant l'Arabie Saoudite, les États-Unis d'Amérique, le Brésil, le Mexique et la Norvège. Plus récemment, d'importantes ressources inexploitées ont été découvertes au large de la côte est de l'Amérique du Sud. Selon l'Organisation des pays exportateurs de pétrole (OPEP)³, la production pétrolière au large des côtes du Brésil et du Guyana compensera la baisse de production dans d'autres régions, bien que la production dans la zone économique exclusive des États-Unis dans le golfe du Mexique, la plus ancienne région productrice de pétrole et de gaz au large des côtes, puisse se maintenir à un niveau stable grâce aux découvertes en eaux profondes et ultra-profondes (OPEP, 2019)⁴.

1.3. Progrès en matière de connaissances et de capacités

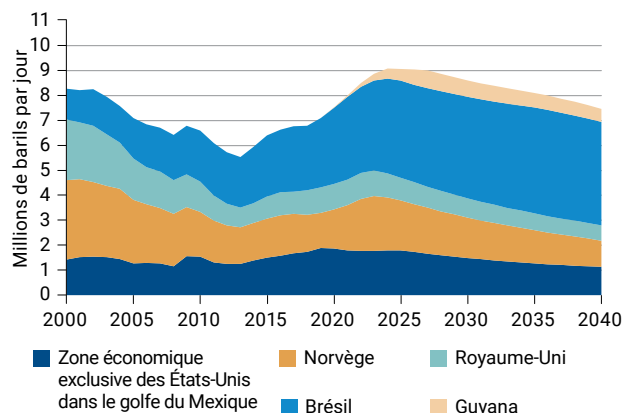
Les nouvelles activités d'exploration et de développement dans les zones au large des côtes restent une source majeure d'augmentation de la production mondiale de pétrole et de gaz. Les progrès technologiques enregistrés au cours des dix dernières années ont encouragé l'exploration dans les eaux profondes et ultra-profondes plus éloignées des côtes et ont permis la découverte de nouvelles réserves importantes. La profondeur d'eau à laquelle l'exploration au large des côtes est possible est passée d'environ 3 050 m à plus de 3 350 m entre 2010 et 2018, tandis que les plateformes flottantes pouvaient atteindre des profondeurs de près de 2 900 m en 2018, contre 2 438 m en 2010 (Barton et al., 2019). Ces progrès technologiques ont en partie permis l'expansion du secteur pétrolier et gazier au large des côtes à de nouvelles régions, notamment la Méditerranée orientale et les zones au large du Guyana.

² Converti en 5,3 millions de barils d'équivalent pétrole par jour.

³ Pays membres de l'OPEP en 2020 : Algérie, Angola, Arabie saoudite, Congo, Émirats arabes unis, Guinée équatoriale, Gabon, Iran (République islamique d'), Iraq, Koweït, Libye, Nigéria et Venezuela (République bolivarienne du).

⁴ Les eaux peu profondes sont généralement considérées comme ayant une profondeur inférieure à 300 m, et les eaux profondes, entre 300 et 1 500 m, tandis que les profondeurs supérieures à 1 500 m sont considérées comme des eaux ultra-profondes.

Figure I
Production passée et prévisionnelle
de pétrole brut dans certaines zones
de production au large des côtes



Source : OPEP (2019).

Des progrès ont également été réalisés dans la compréhension des impacts environnementaux et sociaux potentiels des activités d'exploration et de production sur le milieu environnant ainsi que dans le développement de nouvelles approches visant à atténuer ces impacts. Par exemple, le Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord a créé un registre des bruits marins pour enregistrer les activités humaines qui produisent un bruit impulsif fort (10 Hz–10 kHz) dans les mers autour de son territoire⁵. Cette initiative vise à créer des données de base et à quantifier la pression que les activités anthropiques

associées à l'exploration et à l'exploitation des hydrocarbures exercent sur l'environnement, notamment au moyen d'études sismiques, de profilage du sous-sol et de battage des pieux. De même, le projet SERPENT, qui signifie « Scientific and Environmental ROV (remotely operated vehicle) Partnership using Existing iNdustry Technology », est un exemple de collaboration internationale entre la communauté scientifique, les régulateurs environnementaux et l'industrie pétrolière et gazière visant à recueillir et à fournir des informations de référence sur les écosystèmes entourant les installations pétrolières et gazières au large des côtes en utilisant des véhicules télécommandés de pointe pouvant fonctionner dans les grands fonds (projet SERPENT, 2020).

Plus récemment, l'industrie pétrolière et gazière au large des côtes a contribué au secteur des EMR en apportant son expertise concernant la construction, la maintenance et le démantèlement de projets d'éoliennes à grande échelle au large des côtes. Les concepts liés à la conception et à l'ingénierie structurelle des éoliennes flottantes, qui peuvent permettre d'accroître considérablement le développement de l'énergie éolienne dans les eaux plus profondes, lesquelles sont synonymes de ressources éoliennes plus importantes, sont largement influencés par les installations pétrolières et gazières en eaux profondes (Agence internationale pour les énergies renouvelables, 2016).

2. Exploration et production d'hydrocarbures au large des côtes, et démantèlement d'installations

2.1. Technologies d'exploration et de prospection des hydrocarbures au large des côtes

Les techniques de prospection et d'exploration du pétrole et du gaz permettent de localiser les ressources en hydrocarbures accumulées sous des formations rocheuses imperméables.

Une première évaluation, effectuée à partir d'études sismiques, permet de déterminer l'emplacement des zones géologiques riches en hydrocarbures (un groupe de roches contenant du pétrole et du gaz) qui partagent une histoire commune de production, de migration et de piégeage des hydrocarbures (Maloney, 2018; Bureau of Ocean Energy Management, 2017). Cette évaluation ouvre ainsi la voie aux

⁵ Voir Joint Nature Conservation Committee, Marine Noise Registry Service. Disponible à l'adresse <https://mnr.jncc.gov.uk>.

études géologiques et géophysiques visant à obtenir des données plus précises sur les formations géologiques renfermant des ressources. Ces études fournissent également une évaluation des ressources minérales, archéologiques et benthiques marines et de toute structure artificielle enterrée et abandonnée au fond de l'océan.

Les études sismiques au large des côtes s'effectuent à l'aide de navires spécialisés équipés de canons à air et d'autres sources acoustiques, ainsi que d'hydrophones fixés à un ensemble de câbles (banderoles) remorqués derrière le navire. Les sources acoustiques produisent une impulsion sismique projetée vers le fond de l'océan qui se reflète sur les limites entre les différentes couches de roche. L'impulsion réfléchie est ensuite enregistrée par les hydrophones et collectée pour être analysée.

Les progrès enregistrés récemment en matière de superinformatique et de technologie d'inversion des formes d'ondes complètes transforment le processus d'estimation des ressources. L'inversion complète des formes d'ondes, un nouveau type de technique de traitement appliquée aux données sismiques existantes à l'aide de superordinateurs, permet de créer un modèle des couches rocheuses souterraines très détaillé (Stratas Advisors, 2019). De même, les progrès de la technologie sismique quadridimensionnelle, associés à une puissance de calcul supérieure, fournissent désormais de nouvelles informations sur les caractéristiques des réservoirs d'hydrocarbures, offrant ainsi une plus grande certitude aux éventuels exploitants de ressources.

2.2. Changements technologiques dans le domaine du forage et de la production, y compris les technologies émergentes

Le forage et la production au large des côtes continuent de bénéficier des progrès technologique majeurs accomplis. Des techniques sophistiquées permettent désormais de forer plusieurs puits à partir d'une seule plateforme de forage, tandis que les progrès réalisés dans la surveillance en temps réel du forage

par fibre optique optimisent le rendement du réservoir et atténuent les risques de défaillance des équipements (Beaubouef, 2019). De même, l'utilisation d'outils d'analyse prédictive et d'intelligence artificielle améliore l'analyse des données pour détecter les pannes d'équipement et améliorer l'efficacité opérationnelle (Husseini, 2018).

Le recours aux navires FPSO permet de forer dans des zones plus au large des côtes et sans accès rapide à un réseau d'oléoducs pour transporter le pétrole et le gaz sur terre. Il a également ouvert la voie à l'exploration et au développement d'environnements hostiles jusqu'alors inaccessibles, en particulier dans les hautes latitudes et dans l'Arctique. Les navires FPSO sont équipés pour stocker des hydrocarbures à bord et transférer périodiquement leur charge vers des pétroliers pour le transport à terre. Ils peuvent également se déconnecter de leurs amarres en cas de mauvaises conditions météorologiques, comme les cyclones et les ouragans. Une fois les réservoirs épuisés, un navire FPSO peut être redéployé sur un nouveau site potentiel. Le marché mondial des navires FPSO est actuellement stimulé par d'importants investissements dans l'exploration et le développement en eaux profondes dans des zones telles que la côte du Brésil (Rystad Energy, 2019). Parallèlement, la conception des navires FPSO évolue pour renforcer la sécurité, réduire la complexité et diminuer les coûts de fabrication et d'exploitation (Barton, 2018).

Ces progrès technologiques ont ouvert la voie à l'exploration et à la production à des profondeurs et à des distances du rivage jusqu'alors inexplorées. En mars 2019, le record de profondeur pour un puits d'exploration en eaux ultra-profondes était de 3 400 m, au large des côtes uruguayennes, tandis que le record pour une plateforme de production opérationnelle était de 2 896 m, dans le golfe du Mexique (Barton et al., 2019).

2.3. Techniques et tendances en matière de démantèlement

Bien que les réglementations en matière de démantèlement varient d'une juridiction à

l'autre, les régulateurs exigent de plus en plus le retrait complet de toutes les structures de forage et de production au large des côtes. La Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est⁶ de 1992 (OSPAR) exige le retrait des installations au large des côtes désaffectées, à moins qu'une exemption ne soit prévue pour laisser en place l'ensemble des installations ou des parties de celles-ci (Commission OSPAR, 1992). De même, la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée⁷ de 1995 fournit un cadre régissant le démantèlement dans la région méditerranéenne et impose le retrait de toutes les installations abandonnées ou désaffectées. D'autres régions ont adopté des cadres réglementaires similaires basés soit sur des conventions régionales, telles que le Protocole concernant la pollution du milieu marin résultant de la prospection et de l'exploitation du plateau continental, dans le cadre de l'Organisation régionale pour la protection du milieu marin (ROPME) au Moyen-Orient (ROPME, 1989), soit, en l'absence d'une convention régionale, sur les Directives et normes de l'Organisation maritime internationale (OMI) relatives à l'enlèvement d'installations et d'ouvrages au large sur le plateau continental et dans la zone économique exclusive (OMI, 1989) qui sont basées sur l'article 60, paragraphe 3, de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer⁸. Les réglementations relatives aux oléoducs varient. Si certaines juridictions exigent une évacuation complète, d'autres y font face au cas par cas, en fonction des dangers pour la pêche et la navigation (Association internationale des producteurs de pétrole et de gaz, 2017). La Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets et autres matières⁹ de 1972 est le principal instrument international protégeant l'environnement marin contre toutes les sources de pollution, y compris l'immersion de structures et de déchets. Un protocole afférent à la

Convention a été adopté en 1996 pour interdire tout abandon (aux fins d'élimination délibérée) de structures artificielles en mer, y compris le renversement de plateformes pétrolières et gazières sur place (OMI, 2020).

Le démantèlement consiste généralement à boucher le puits abandonné, à préparer la plateforme en vue de son enlèvement en rinçant et en nettoyant les hydrocarbures résiduels, à couper les tuyaux et les câbles entre les modules de pont et à mobiliser des équipements, tels que des derricks sur des barges et des grues, pour démanteler et déplacer la partie supérieure de la plateforme à terre en vue de son élimination. Le processus consiste également à retirer la gaine ou la structure de fondation à l'aide d'un équipement de levage lourd, un processus long et coûteux. Une fois à terre, la structure est démantelée pour être éliminée ou vendue comme ferraille.

L'activité de démantèlement au large des côtes est largement concentrée dans la mer du Nord, le golfe du Mexique et certaines parties de la région Asie-Pacifique. L'épuisement constant des champs pétrolifères historiques de la mer du Nord a créé une demande importante de déclassement, qui devrait coûter 32 milliards de dollars entre 2018 et 2022 (Wood Mackenzie, 2017). Dans la zone économique exclusive des États-Unis, plus particulièrement dans le golfe du Mexique, le déclassement se concentre sur les plateformes en eaux peu profondes, tandis que le forage et la production se déplacent vers les eaux profondes et ultra-profondes.

Les plateformes au large des côtes contribuent à la structure dure de l'environnement marin et, ce faisant, fournissent des sources de nourriture et un habitat physique complexe à une variété d'organismes. Des études indiquent des niveaux plus élevés de productivité biologique et piscicole autour des plateformes par rapport aux récifs naturels à des profondeurs similaires (Shinn, 1974; Claisse et al., 2015).

⁶ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 2354, n° 42279. Les Parties contractantes à la Convention sont l'Allemagne, la Belgique, le Danemark, l'Espagne, la Finlande, la France, l'Irlande, l'Islande, le Luxembourg, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, le Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord, la Suède et la Suisse, ainsi que l'Union européenne.

⁷ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1102, n° 16908.

⁸ Ibid., vol. 1833, n° 31363.

⁹ Ibid., vol. 1046, n° 15749.

Parce qu'ils reconnaissent la valeur écologique de ces structures, des pays comme le Brunéi Darussalam et la Malaisie envisagent de convertir des plateformes obsolètes en récifs artificiels au lieu de les retirer complètement et de les éliminer sur la terre ferme, un processus connu sous le nom de programmes « de transformation de plateformes en récifs » (Bull et Love, 2019). Des conversions de plateformes en récifs sont déjà en cours aux États-Unis, où les plateformes obsolètes sont converties au cas par cas en consultation avec les États côtiers. En avril 2018, 532 plateformes précédemment installées sur le plateau continental extérieur des États-Unis avaient été converties en récifs dans le golfe du Mexique (Bureau of Safety and Environmental Enforcement, 2020).

Afin d'évaluer les options de démantèlement, l'État de Californie, les États-Unis et d'autres juridictions proposent d'utiliser l'analyse des avantages nets pour l'environnement comme outil pour prendre des décisions sur les options de conversion en récif et d'enlèvement. Cette analyse est une approche permettant de comparer les alternatives à une action proposée en incluant des mesures environnementales non monétaires, telles que les services et les valeurs des écosystèmes (Efroymsen et al., 2004). Il est possible que d'autres juridictions adoptent ce type d'analyse ou des approches similaires pour prendre en considération les impacts environnementaux et écosystémiques liés aux options de déclassement de manière holistique.

3. Aspects économiques, sociaux et environnementaux de l'exploration et de la production d'hydrocarbures au large des côtes et du démantèlement des installations

3.1. Impacts économiques et sociaux

L'exploration et la production pétrolière et gazière au large des côtes sont des activités à forte intensité de capital. Les dépenses d'investissement mondiales y relatives étaient estimées à 155 milliards de dollars par an en 2018 et les investissements prévus, à plus de 200 milliards de dollars pour 2021 (Sandøy, 2018). L'ingénierie, l'approvisionnement, la construction et l'installation de structures de forage et de production sont les principaux postes de dépenses en capital.

La main-d'œuvre spécialisée dans le secteur du pétrole et du gaz au large des côtes puise largement dans un vivier mondial de talents hautement qualifiés. Des villes comme Houston, aux États-Unis, et Aberdeen, au Royaume-Uni, sont devenues des plaques tournantes mondiales, non seulement au service de l'industrie au large des côtes à l'échelle régionale, mais aussi en fournissant une expertise et des services pour des projets dans le monde entier. L'industrie a également créé un lien fort avec les communautés locales, offrant des perspectives commerciales et

professionnelles très appréciées, souvent en synergie avec les activités traditionnelles. Par exemple, les crevettiers de l'État de Louisiane, aux États-Unis, louent des bateaux pour les activités pétrolières et gazières au large des côtes pendant la saison creuse (Priest, 2016), tandis que certains pêcheurs complètent leurs revenus en travaillant sur les plateformes de production. Selon l'Office for Coastal Management de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (États-Unis), en 2016, les activités pétrolières et gazières menées au large des côtes américaines ont contribué à hauteur d'environ 80 milliards de dollars à l'économie et ont directement employé quelque 130 000 travailleurs à un salaire moyen de 153 000 dollars par an, soit près de trois fois le salaire moyen national (NOAA, 2018). Si l'on considère les emplois directs et indirects, 268 000 emplois dépendent des activités pétrolières et gazières menées dans la partie extérieure du plateau continental des États-Unis (United States Department of Interior, 2018). Parallèlement, au Royaume-Uni, les activités pétrolières et gazières au large des côtes restent une source importante d'emplois qualifiés et ont représenté quelque

259 900 emplois en 2018, dont un nombre considérable d'emplois indirects et induits [Oil & Gas UK (OGUK), 2019]. Les activités pétrolières et gazières au large des côtes menées dans d'autres régions génèrent également des niveaux élevés de production économique et emploient des travailleurs à des niveaux de salaire supérieurs à la moyenne.

La production de pétrole et de gaz au large des côtes arrive à maturité dans de nombreuses régions, en particulier dans la mer du Nord et les eaux peu profondes du golfe du Mexique. Alors que la production diminue et que les principaux réservoirs de pétrole s'épuisent au-delà de la récupération, l'industrie prévoit de dépenser environ 100 milliards de dollars au niveau mondial au cours des dix prochaines années aux fins d'activités de démantèlement (OGUK, 2018). Cette tendance est susceptible de créer d'importantes possibilités d'emploi, dont certaines peuvent compenser la contraction des emplois liés à l'exploration et à la production.

3.2. Impacts sur l'environnement

Les pratiques d'exploration et d'exploitation du pétrole et du gaz au large des côtes ont considérablement évolué en termes de réduction des impacts sur le milieu environnant, mais des rejets opérationnels et accidentels et d'autres impacts environnementaux se produisent toujours. Les rejets opérationnels comprennent les produits chimiques qui proviennent des activités de forage, de l'eau de production, des boues et déblais de forage, ainsi que de petites quantités de déchets domestiques et sanitaires traités. Le bruit, la perturbation des fonds marins et la perte de biodiversité figurent également au nombre des impacts non négligeables fréquents. En outre, l'installation d'oléoducs et d'infrastructures connexes contribue également à certains rejets dans le milieu marin. Le démantèlement des installations peut également entraîner des conséquences environnementales plus ou moins graves, en fonction des méthodes d'enlèvement et des mesures de suivi environnemental.

L'eau produite est un mélange de pétrole et d'eau provenant de formations souterraines et

ramenée à la surface pendant la production. Le pourcentage d'eau, initialement faible, augmente avec le temps, tandis que celui des hydrocarbures diminue (Clark et Veil, 2009). La moyenne mondiale est estimée à trois barils d'eau produite pour chaque baril de pétrole (Khatib et Verbeek, 2002). Les puits plus anciens, quant à eux, peuvent afficher un ratio supérieur à 50 barils d'eau produite pour chaque baril de pétrole. Selon une étude de l'IFP Énergies Nouvelles, la production d'eau devrait dépasser 300 millions de barils par jour en 2020 au niveau mondial, soit une augmentation de 20 % par rapport à 2008. L'essentiel de l'augmentation devrait provenir de la production de pétrole et de gaz au large des côtes (IFP Énergies Nouvelles, 2011).

Au nombre des options d'élimination figurent les injections dans la même formation que celle où le pétrole est produit, de manière à traiter l'eau produite pour répondre à une certaine norme de qualité, avant de la rejeter dans l'environnement ou de l'utiliser dans le cadre de l'exploitation des champs de pétrole et de gaz. Alors que la plupart des eaux de production traitées à terre sont injectées dans le sous-sol, dans l'environnement au large des côtes, elles sont rejetées dans le milieu marin. Ces rejets sont souvent encadrés par des réglementations locales ou nationales sur la qualité de l'eau, comme le Clean Water Act aux États-Unis. Le Département de l'énergie des États-Unis investit actuellement 4,6 millions de dollars pour financer des projets susceptibles de faire progresser les technologies de traitement de l'eau de production (Department of Energy, 2019). Bien que les projets financés se concentrent sur le forage terrestre, de nombreuses avancées seront pertinentes pour la production de pétrole et de gaz au large des côtes.

L'émission de polluants courants liés à des sources associées ou non aux plateformes peut avoir un impact sur la qualité de l'air à proximité des plateformes de forage et de production. Parmi les sources liées aux plateformes figurent les émissions provoquées par les équipements embarqués, tels que les chaudières, les moteurs à gaz naturel et les pompes pneumatiques, tandis que parmi les

sources non liées aux plateformes, figurent les émissions émanant des activités de pose de conduites, des navires de soutien et de reconnaissance et des hélicoptères. En outre, le brûlage à ciel ouvert de gaz indésirable ou excédentaire provenant des plateformes de production affecte la qualité de l'air. Selon la Banque mondiale, environ 145 milliards de mètres cubes de gaz liés à la production de pétrole ont été brûlés à la torche dans le monde en 2018, ce qui équivaut à la consommation annuelle totale de gaz de l'Amérique centrale et du Sud (Banque mondiale, 2019a). Des initiatives multilatérales telles que le Partenariat public-privé pour la réduction des volumes de gaz torchés, dirigé par la Banque mondiale, visent à réduire considérablement le torchage sur les sites de production. Le Partenariat encourage les travaux de recherche dans ce domaine, diffuse les bonnes pratiques et travaille avec les compagnies pétrolières nationales, les gouvernements régionaux et nationaux et les institutions internationales pour éliminer les obstacles techniques à la réduction du torchage (Banque mondiale, 2019b).

La prévision des marées noires et l'intervention en cas de marée noire, ainsi que la

compréhension des impacts, se sont considérablement améliorées. La prévision des déversements d'hydrocarbures s'est nettement améliorée grâce à une meilleure visualisation de la trajectoire et du devenir des hydrocarbures à l'aide de suites de modélisation étendues, telles que le General NOAA Operational Modelling Environment aux États-Unis (NOAA, 2019). De même, le projet GRACE, sur les actions intégrées de lutte contre les marées noires et leurs effets sur l'environnement dans l'Union européenne, vise à étudier les effets dangereux des marées noires et les impacts environnementaux des technologies de lutte contre les marées noires dans des conditions de climat froid, comme dans l'Atlantique Nord (Jørgensen et al., 2019). Des progrès ont également été enregistrés dans l'utilisation des satellites et d'autres techniques de surveillance et de suivi des marées noires, dans les méthodes d'évaluation des effets toxiques du pétrole déversé et dans la compréhension des impacts sur les coraux, les mammifères marins et les tortues de mer afin de trouver les meilleurs moyens de protéger, de sauver et de restaurer la faune et les écosystèmes marins touchés par les marées noires (NOAA, 2020).

4. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

4.1. De la nécessité de surveiller et d'atténuer des effets sur l'environnement à long terme

Les impacts à court terme de l'exploration et de l'exploitation pétrolière et gazière sur l'environnement marin ont été largement étudiés. Cependant, la compréhension des effets à long terme est moins exhaustive. La surveillance à long terme fournit des informations précieuses sur l'écologie, les changements environnementaux et la gestion des ressources naturelles (Lohner et Dixon, 2013). Elle fournit également une évaluation systématique des principaux indicateurs environnementaux, sociaux et économiques dans le temps afin de concevoir et de mettre en œuvre des politiques

et des mesures d'atténuation efficaces, tout en établissant une base de référence naturelle pour mesurer les tendances dans le temps. Cette base de référence peut ensuite être utilisée pour évaluer les changements dus aux activités de forage et de production en cours. Bien que la mise en place de programmes de surveillance à long terme dans l'environnement au large des côtes soit particulièrement difficile, l'industrie pétrolière et gazière et les autorités de réglementation encouragent ces programmes pour évaluer les changements et concevoir des stratégies d'atténuation efficaces. Par exemple, deux systèmes d'observatoires installés au large des côtes angolaises enregistrent les changements à long terme de l'environnement physique, chimique et biologique causés par l'exploitation du pétrole et du

gaz (Vardaro et al., 2013). De même, la surveillance à long terme du sanctuaire marin national des Flower Garden Banks dans le golfe du Mexique est l'un des plus vastes programmes de ce type visant à surveiller la santé des récifs coralliens à proximité des installations de production de pétrole et de gaz en activité (NOAA, 2018). À l'échelle mondiale, le projet SERPENT mentionné ci-dessus repose sur une technologie de pointe pour la surveillance à long terme des habitats des coraux d'eau profonde et d'autres écosystèmes. Davantage de programmes de ce type sont nécessaires pour surveiller les impacts environnementaux à long terme et garantir que les ressources sont exploitées de manière responsable sur le plan environnemental.

4.2. Lacunes en matière de renforcement des capacités, notamment dans les économies émergentes

L'exploration et la production de pétrole et de gaz au large des côtes se développent, parfois dans des régions ayant une expérience minimale de la gestion de ces ressources. La gestion des ressources dans l'environnement au large des côtes présente des défis uniques pour les gestionnaires des ressources pétrolières et gazières qui doivent contrôler l'accès et encourager le développement. Une gestion efficace passe d'abord par la définition de droits de propriété pour les ressources pétrolières et gazières au large des côtes dans la zone économique exclusive d'un pays.

Les systèmes nationaux de gestion des ressources visent généralement à clarifier le statut juridique au large des côtes, à résoudre les conflits liés à l'utilisation multiple et à mettre en œuvre un cadre réglementaire pour le développement en combinaison avec des lois sur la protection de l'environnement, la prévention de la pollution, les normes de santé et de sécurité, la lutte contre les déversements de pétrole et autres. Deux grandes approches existent : la première, de type normatif, impose aux opérateurs ce qu'ils doivent faire, la seconde, fondée sur les performances ou les objectifs, identifie les objectifs à atteindre

par les opérateurs, mais leur laisse le choix des moyens à déployer pour y parvenir. De manière générale, les cadres réglementaires ont tendance à suivre l'une ou l'autre de ces approches (Dagg et al., 2011).

Chacune de ces approches présente des avantages et des inconvénients. Les réglementations normatives ont l'avantage d'être relativement simples à mettre en œuvre et à suivre, mais elles peuvent saper à la fois l'innovation et les solutions créatives, en ce qu'elles reposent sur des règles et des règlements précis. Les réglementations fondées sur les performances, en revanche, peuvent donner lieu à des charges administratives supplémentaires en termes de suivi des réglementations et de vérification de la réalisation des objectifs. Les deux approches sont souvent combinées pour créer un système réglementaire hybride.

En créant un nouveau cadre réglementaire pour le pétrole et le gaz au large des côtes, une juridiction peut recalibrer son cadre réglementaire existant pour l'exploitation minière terrestre, tout en adoptant également des éléments provenant de juridictions ayant des pratiques réglementaires plus établies et une expérience significative dans la gestion des ressources pétrolières et gazières au large des côtes. Cette entreprise peut être facilitée par les activités de renforcement des capacités proposées par les institutions multilatérales, telles que la Banque mondiale, et par des échanges d'informations entre les juridictions.

Un cadre réglementaire pourrait faire l'objet de révisions périodiques afin d'évaluer les impacts économiques et autres conséquences imprévues. Pour ce faire, il convient notamment de s'appuyer sur le cadre d'analyse de l'impact de la réglementation, qui est utilisé dans de nombreuses juridictions aux fins de l'évaluation de routine et qui est appuyé par des entités internationales telles que l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (OCDE, 2019). En outre, il importe d'intégrer les bonnes pratiques réglementaires dans l'administration elle-même si l'on attend des organismes publics ou de réglementation qu'ils mettent en œuvre les politiques de manière efficace et rationnelle. Pour cela, il convient de disposer des capacités de

juger quand, quoi et jusqu'où réglementer afin de permettre aux parties prenantes de réagir à l'évolution des conditions et de garantir la transparence, la flexibilité et la coordination des politiques.

La mise en place de capacités destinées à gérer correctement et efficacement les ressources énergétiques au large des côtes

nécessite un engagement considérable et des investissements institutionnels à long terme. Néanmoins, les bénéfices que l'on peut escompter – à savoir la garantie que les ressources sont exploitées de manière responsable et que les avantages économiques sont répartis équitablement – sont à la hauteur de tels efforts.

5. L'industrie des hydrocarbures au large des côtes au service de la promotion du développement du secteur des énergies marines renouvelables

Le secteur du pétrole et du gaz au large des côtes a développé une capacité industrielle sophistiquée grâce à l'innovation technologique et à des décennies d'expérience dans des environnements parmi les plus difficiles au monde. Le secteur émergent des EMR, qui comprend l'énergie houlomotrice, marémotrice, marine et éolienne au large des côtes, bénéficie désormais des connaissances ainsi acquises. L'énergie éolienne au large des côtes, la forme la plus développée des EMR, a fait tout particulièrement appel à la technologie et aux compétences perfectionnées par le secteur pétrolier et gazier. Les fondations et les tours des éoliennes sont conçues pour résister aux vagues, au vent, à l'affouillement et à d'autres forces qui ont d'abord été analysées lors de la conception des plateformes pétrolières et gazières. De même, l'expérience acquise dans la lutte contre l'impact corrosif de l'eau salée et des embruns sur les plateformes pétrolières a été mise en avant afin de « mariniser » et de modifier de manière appropriée des éoliennes terrestres en vue de leur installation au large des côtes (Breeze, 2016). Les solutions relatives au bio-encrassement des structures pétrolières et gazières submergées ont fait l'objet de recherches approfondies et ont été appliquées plus récemment aux structures d'EMR. L'installation de câbles de transmission d'EMR dans le fond des océans repose également sur une technologie et un savoir-faire d'abord développés pour la pose d'oléoducs immergés destinés à desservir les

plateformes pétrolières et gazières au large des côtes.

La large infrastructure manufacturière qui dessert l'industrie pétrolière et gazière au large des côtes soutient désormais l'industrie éolienne au large des côtes. Les fondations du premier projet éolien au large des côtes américaines, au large de Block Island, ont été fabriquées et fournies par une société de Louisiane spécialisée dans la construction de structures pour l'industrie pétrolière et gazière au large des côtes du golfe du Mexique. De même, en mer du Nord, la vaste expertise acquise dans le secteur du pétrole et du gaz a été mise à profit pour concevoir et réaliser des éoliennes flottantes au large des côtes pour le projet Hywind Scotland, où l'installation de turbines conventionnelles sur le fond n'était pas viable.

L'expérience du secteur pétrolier et gazier en matière de logistique maritime façonne désormais le secteur des EMR. Aux États-Unis, des ingénieurs ont conçu un navire suffisamment polyvalent pour l'installation d'éoliennes et le démantèlement de plateformes pétrolières et gazières (McGowan, 2018). Ces initiatives permettent de réaliser des économies considérables pour le développement des EMR. L'utilisation d'infrastructures portuaires et de navires de service sont autant d'autres exemples de l'utilisation des ressources existantes pour faciliter l'exploitation de nouvelles ressources énergétiques marines.

Le secteur des EMR envisage l'utilisation de plateformes pétrolières et gazières au large

des côtes abandonnées pour installer des éoliennes, bien que des problèmes d'intégrité structurelle soient susceptibles d'entraver ces plans de conversion. Une solution potentiellement plus viable consisterait à reconfigurer des plateformes abandonnées afin de convertir l'électricité produite par les EMR en hydrogène ou en gaz synthétique, lesquels pourraient ensuite être utilisés pour compenser des périodes de vent ou de houle faibles et améliorer ainsi le potentiel commercial des projets d'EMR. Un projet pilote simulé pour tester ce concept a été mené par l'Institut Energy Delta aux Pays-Bas en 2015 (Jepma et van Schot, 2016). La reconversion d'une plateforme présente l'avantage supplémentaire de retarder les coûts de démantèlement onéreux tout en offrant une nouvelle vie aux structures et en générant un rendement économique positif. Une autre proposition consiste à se servir de l'électricité produite par des éoliennes au large

des côtes pour assurer le fonctionnement à bord des plateformes pétrolières et gazières, qui sont pour l'heure couramment alimentées par des turbines à gaz situées à bord. Une étude de cas fondée sur cette approche dans la mer du Nord a conclu que cette stratégie permettrait de réaliser des économies considérables et de réduire les émissions des principaux polluants et des gaz à effet de serre (Korpås et al., 2012). En 2019, Hywind Tampen, un projet éolien flottant de 88 MW au large des côtes, a été approuvé pour fournir de l'électricité aux plateformes pétrolières et gazières en mer du Nord (Oil & Gas Journal, 2020). La création de telles synergies et la mise à profit de l'expérience, de l'expertise et des infrastructures du secteur pétrolier et gazier permettent au secteur florissant des EMR de réduire les coûts et de réaliser des économies de temps et de ressources.

6. Conclusion

Le pétrole et le gaz au large des côtes contribuent largement à la production mondiale d'hydrocarbures. L'augmentation de la demande mondiale d'hydrocarbures, associée aux progrès technologiques en matière d'exploration et de production au large des côtes, a poussé le secteur à découvrir de nouvelles réserves dans des eaux toujours plus profondes et des environnements difficiles, souvent dans des zones dont les ressources n'ont pas encore été exploitées ou dans des mers semi-fermées, qui sont particulièrement vulnérables aux accidents environnementaux. La production mondiale d'hydrocarbures au large des côtes continue donc d'augmenter, créant des débouchés économiques pour les communautés côtières et des revenus issus de la location et de redevances, dont les gouvernements nationaux ont grand besoin. Il importe que la gestion des projets nouveaux

et existants menés au large des côtes soit fondée sur le respect de l'environnement et que le démantèlement des installations obsolètes soit entrepris en conformité avec les réglementations nationales et les conventions régionales sur l'environnement marin. Un certain nombre de tendances majeures ont été observées depuis la première Évaluation, notamment des progrès technologiques dans la collecte et l'analyse des données d'exploration et de production pour améliorer l'efficacité opérationnelle, une plus grande utilisation de plateformes flexibles, telles que les systèmes FPSO, pour étendre la production à des zones non explorées, et des efforts renouvelés de la part du secteur et des régulateurs pour minimiser les impacts environnementaux en déployant des mesures de sécurité renforcées et en utilisant la science pour éclairer le développement des ressources.

Références

- Barton, Christopher M. (2018). FPSO market inches forward. *Offshore*, 1 August 2018. www.offshore-mag.com/field-development/article/16762275/fps0-market-inches-forward.
- Barton, C., and others (2019). Worldwide progression of water depth capabilities for offshore drilling & production. *Offshore*, May 2019. <https://digital.offshore-mag.com>.
- Beaubouef, Bruce (2019). Drilling technologies advance to meet challenging reservoir environments. *Offshore*, 25 September 2019. www.offshore-mag.com/drilling-completion/article/14040687/drilling-technologies-advance-to-meet-challenging-reservoir-environments.
- Breeze, Paul (2016). *Wind Power Generation*. Academic Press.
- Bull, Ann Scarborough, and Milton S. Love (2019). Worldwide oil and gas platform decommissioning: a review of practices and reefing options. *Ocean & Coastal Management*, vol. 168, pp. 274–306. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.10.024>.
- Bureau of Ocean Energy Management (2017). National Assessment of Undiscovered Oil and Gas Resources of the U.S. Outer Continental Shelf. OCS Report, BOEM 2017-085. www.boem.gov/sites/default/files/oil-and-gas-energy-program/Resource-Evaluation/Resource-Assessment/2016a-National-Assessment-of-Undiscovered-Oil-and-Gas-Resources.pdf
- Bureau of Safety and Environmental Enforcement (2020). Rigs to Reefs. www.bsee.gov/what-we-do/environmental-focuses/rigs-to-reefs.
- Claisse, Jeremy T., and others (2015). Impacts from partial removal of decommissioned oil and gas platforms on fish biomass and production on the remaining platform structure and surrounding shell mounds. *PLoS One*, vol. 10, No. 9, pp. e0135812.
- Clark, C.E., and J.A. Veil (2009). Produced water volumes and management practices in the United States.
- Clemente, Jude (2018). The quiet rise in U.S. offshore oil production. *Forbes*. 2018. www.forbes.com/sites/judeclemente/2018/04/10/the-quiet-rise-in-u-s-offshore-oil-production.
- Dagg, Jennifer, and others (2011). Comparing the offshore drilling regulatory regimes of the Canadian Arctic, the US, the UK, Greenland and Norway. *The Pembina Institute*.
- Davis, Carolyn (2018). Offshore Natural Gas Discoveries, Production Overtaking Oil. NGI's Daily Gas Price Index. 2018. www.naturalgasintel.com/articles/114290-offshore-natural-gas-discoveries-production-overtaking-oil?v=preview.
- Department of Energy (2019). Department of Energy Invests \$4.6M in Produced Water Treatment. Energy. Gov. 2019. www.energy.gov/fe/articles/department-energy-invests-46m-produced-water-treatment.
- Efroymsen, Rebecca A., and others (2004). A Framework for Net Environmental Benefit Analysis for Remediation or Restoration of Contaminated Sites. *Environmental Management*, vol. 34, No. 3, pp. 315–31. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0089-7>.
- Husseini, Talal (2018). Big Data in oil and gas operations and other awesome tech advancements. *Offshore Technology: Oil and Gas News and Market Analysis*, blog, 22 October 2018. www.offshore-technology.com/features/big-data-in-oil-and-gas-tech.
- IFP Énergies Nouvelles (2011). Water in fuel production: oil production and refining. Panorama. https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/42/050/42050183.pdf?r=1.
- International Association of Oil & Gas Producers (2017). *Overview of International Offshore Decommissioning Regulations – Volume 1: Facilities*. Report 584. www.iogp.org/bookstore/product/overview-of-international-offshore-decommissioning-regulations-volume-1-facilities.
- International Energy Agency (2019). Gas 2019: Analysis and forecasts to 2024. 2019. www.iea.org/reports/market-report-series-gas-2019.
- International Maritime Organization (IMO) (1989). *1989 Guidelines and Standards for the Removal of Offshore Installations and Structures on the Continental Shelf and in the Exclusive Economic Zone*. IMO resolution A.672(16). <https://cil.nus.edu.sg/wp-content/uploads/formidable/18/1989-Guide>

- lines-and-Standards-for-the-Removal-of-Offshore-Installations-and-Structures-on-the-Continental-Shelf-and-in-the-Exclusive-Economic-Zone.pdf.
_____ www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/London-Convention-Protocol.aspx.
- International Renewable Energy Agency (2016). Floating foundations: A game changer for offshore wind power. www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2016/IRENA_Offshore_Wind_Floating_Foundations_2016.pdf.
- Jepma, Catrinus, and Miralda van Schot (2016). Connect North Sea oil and gas platforms to offshore wind farms to produce green gas. *Energypost.Eu*, 22 January 2016. <https://energypost.eu/connect-north-sea-oil-gas-platforms-offshore-wind-farms-produce-green-gas>.
- Jørgensen, Kirsten. S., and others (2019). The EU Horizon 2020 project GRACE: integrated oil spill response actions and environmental effects. *Environmental Sciences Europe*, vol. 31, No. 44. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0227-8>.
- Khatib, Zara, and Paul Verbeek (2002). Water to Value – Produced Water Management for Sustainable Field Development of Mature and Green Fields. In *SPE-73853-MS*, p. 4. SPE: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/73853-MS>.
- Korpås, Magnus, and others (2012). A case-study on offshore wind power supply to oil and gas rigs. *Energy Procedia*, vol. 24, pp. 18–26.
- Lohner, Timothy W., and Douglas A. Dixon (2013). The value of long-term environmental monitoring programs: an Ohio River case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 185, No. 11, pp. 9385–9396.
- Maloney, Joseph (2018). What's on the Shelf? Assessing oil and gas resources on the OCS. *BOEM Ocean Science*, vol. 15, No. 2, www.boem.gov/Ocean-Science-Dec-Jan-Feb-Mar-2018.
- McGowan, Elizabeth (2018). Oil industry expertise is helping to get offshore wind turbines in the water. *Energy News Network*, 21 June 2018. <https://energynews.us/2018/06/21/northeast/oil-industry-expertise-is-helping-to-get-offshore-wind-turbines-in-the-water>.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (2020). 8 Advances in Oil Spill Science in the Decade Since Deepwater Horizon. Office of Response and Restoration. <https://blog.response.restoration.noaa.gov/8-advances-oil-spill-science-decade-deepwater-horizon>.
- _____ (2019). GNOME Suite for Oil Spill Modeling. Office of Response and Restoration. <https://response.restoration.noaa.gov/gnome>.
- _____ (2018). *NOAA Report on the U.S. Ocean and Great Lakes Economy. Office of Coastal Management*. <https://coast.noaa.gov/data/digitalcoast/pdf/econ-report.pdf>.
- Oil & Gas Journal (2020). Equinor, partners get green light for Hywind Tampen development. 8 April 2020. www.ogj.com/general-interest/article/14173631/equinor-partners-get-green-light-for-hywind-tampen-development.
- Oil & Gas UK (OGUK) (2018). *Decommissioning Insight 2018*. <https://oilandgasuk.co.uk/wp-content/uploads/2019/03/OGUK-Decommissioning-Insight-Report-2018.pdf>.
- _____ (2019). *Economic Report 2019*. <https://oilandgasuk.co.uk/wp-content/uploads/2019/09/Economic-Report-2019-OGUK.pdf>.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2019). *Regulatory Impact Analysis*. www.oecd.org/regreform/regulatory-policy/ria.htm.
- Organization of the Petroleum Exporting Countries (OPEC) (2019). *World Oil Outlook 2040*.
- OSPAR Commission (1992). On the prevention and elimination of pollution from offshore sources. Annex III. www.ospar.org/site/assets/files/1169/pages_from_ospar_convention_a3.pdf.
- Priest, Tyler (2016). Shrimp and Petroleum: The Social Ecology of Louisiana's Offshore Industries. *Environmental History*, vol. 21, No. 3, pp. 488–515. <https://doi.org/10.1093/envhis/emw031>.
- Regional Organization for the Protection of the Marine Environment (ROPME) (1989). *Protocol Concerning Marine Pollution Resulting from Exploration and Exploitation of the Continental Shelf (1989)*. http://ropme.org/42_ROPME_PROTOCOLS_EN.clx.

- Rystad Energy (2019). FPSO market is booming with Brazil fueling demand. www.rystadenergy.com/news-events/news/press-releases/FPSO-market-is-booming-with-Brazil-fueling-demand.
- Sandøy, Emil Varre (2018). Offshore oil and gas investments expected to grow starting in 2019. *Offshore*, 2 February 2018. www.offshore-mag.com/field-development/article/16762252/offshore-oil-and-gas-investments-expected-to-grow-starting-in-2019.
- SERPENT Project (2020). Scientific and Environmental ROV Partnership using Existing Industrial Technology (SERPENT) project. www.serpentproject.com.
- Shinn, Eugene A. (1974). Oil structures as artificial reefs. In *Proceedings of an International Conference on Artificial Reefs*, pp. 91–96. Texas A&M University.
- Stratas Advisors (2019). Advances in Seismic Imaging Technology, Hart Energy. 2019. www.hartenergy.com/exclusives/advances-seismic-imaging-technology-177370.
- United Nations (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United States Department of the Interior (2018). FY 2018 Economic Contributions, DOI Contributions by Bureau, Bureau of Ocean Energy Management. <https://doi.sciencebase.gov/doidv/doi-bureau.html?bureau=Bureau%20of%20Ocean%20Energy%20Management>.
- Vardaro, Michael F., and others (2013). A Southeast Atlantic deep-ocean observatory: first experiences and results. *Limnology and Oceanography: Methods*, vol. 11, No. 6, pp. 304–15. <https://doi.org/10.4319/lom.2013.11.304>.
- Wood Mackenzie (2017). US \$32 billion of decommissioning worldwide over the next five years: is the industry ready? www.woodmac.com/reports/upstream-oil-and-gas-us32-billion-of-decommissioning-worldwide-over-the-next-five-years-is-the-industry-ready-9599.
- World Bank (2019a). Global Gas Flaring Reduction Partnership (GGFR). 2019. www.worldbank.org/en/topic/gas-flaring-reduction.
- _____ (2019b). Increased shale oil production and political conflict contribute to increase in global gas flaring. 2019. www.worldbank.org/en/news/press-release/2019/06/12/increased-shale-oil-production-and-political-conflict-contribute-to-increase-in-global-gas-flaring.

Chapitre 20

Tendances en matière d'apports de bruit d'origine anthropique dans le milieu marin

Constitutrices et contributeurs : Ana Širović (organisatrice de l'équipe de rédaction), Karen Evans (responsable d'équipe), Carlos Garcia-Soto (coresponsable d'équipe), John A. Hildebrand, Sergio M. Jesus et James H. Miller.

Principales observations

- Les principales sources de bruit d'origine anthropique dans l'océan sont les navires, l'activité industrielle, y compris l'exploration sismique et le développement des énergies renouvelables, et les sonars.
- Les niveaux de bruit d'origine anthropique varient dans l'espace et le temps, les principaux facteurs étant les niveaux d'activité humaine et les caractéristiques de propagation dans la région. Le bruit ne persiste pas une fois que la source sonore a été retirée de l'environnement, bien que les impacts puissent potentiellement persister.
- Les régions où les niveaux de bruit d'origine anthropique sont les plus élevés sont celles qui se caractérisent par une forte utilisation industrielle, telles que le golfe du Mexique, la mer du Nord et l'océan Atlantique Nord.
- Les zones où le bruit d'origine anthropique devrait augmenter comprennent l'Arctique, la zone s'ouvrant à la navigation, et l'Afrique, les investissements dans la région ne cessant de progresser.
- On comprend de mieux en mieux les impacts du bruit d'origine anthropique sur la biodiversité marine et on tient toujours mieux compte de la nécessité de surveiller et éventuellement de réduire le bruit pénétrant dans l'environnement marin.

1. Introduction

Les dernières décennies ont été caractérisées par une prise de conscience accrue de l'importance du son sur la vie marine et par une meilleure compréhension de l'impact potentiel du bruit d'origine anthropique sur cette vie. Au cours des dix dernières années, certaines régions ont redoublé d'efforts pour élaborer des directives et des normes de surveillance et de réglementation de la contribution du bruit d'origine anthropique sur le milieu marin. Bien que le bruit d'origine anthropique n'ait pas été abordé comme un chapitre à part entière dans la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), il a fait l'objet d'une réunion du Processus consultatif informel ouvert à tous sur les océans et le droit de la mer¹. La sensibilisation accrue à ses impacts mérite une attention particulière dans la présente Évaluation. Le présent chapitre présente donc un aperçu général, y compris une description des principales sources de bruit d'origine anthropique dans le milieu marin et l'état actuel des connaissances sur l'état de ce bruit d'origine anthropique. En outre, comme les principaux facteurs de bruit d'origine anthropique sont la navigation, la production d'énergie, et

l'exploration et l'extraction de pétrole et de gaz, les chapitres de la première Évaluation qui traitent de ces activités s'appliquent ici.

La marine américaine a été l'une des premières sources de données sur le bruit ambiant des océans, réalisant des enregistrements qui donnent un aperçu du son ambiant à des fréquences inférieures à plusieurs centaines de hertz (Hz) à partir des années 1950 (Ross, 2005). En plus des efforts de recherche menés à titre individuel ou en petits groupes au cours de la dernière décennie, des données acoustiques ont commencé à être recueillies par des systèmes d'observation des océans à l'échelle régionale, à commencer par Neptune Canada, qui fait maintenant partie d'Ocean Networks Canada, et le système intégré d'observation marine australien. Ces systèmes d'observation ont commencé à utiliser des hydrophones et à recueillir des enregistrements acoustiques en 2008 et 2009 respectivement. Plus récemment, la mise au point de mesures et de directives a également permis de faire des progrès dans les évaluations de l'impact et la modélisation du bruit ambiant en utilisant des

¹ Voir A/73/68.

sources de données alternatives qui servent d'indicateurs des principales sources de bruit d'origine anthropique, comme le système d'information automatique (AIS) et les données du registre des bruits impulsifs [par exemple, Sertlek et al., 2019; United States National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) (2020) CetSound : Cetacean and sound mapping project].

Dans le même temps, des défis restent à relever concernant la mesure du bruit ambiant et la modélisation de la propagation acoustique, ainsi que s'agissant de la compréhension de l'impact du bruit sur les populations animales. Les défis en matière de mesure comprennent la collecte de données calibrées et le manque de normalisation, tant pour la mesure que pour l'établissement de rapports. L'Institut national américain de normalisation/la Société américaine d'acoustique (ASA) et l'Organisation internationale de normalisation (ISO) ont publié des normes aux fins de la mesure du bruit

sous-marin des navires, mais la nécessité de disposer de réseaux de capteurs pour mettre en œuvre ces normes a limité leur application. Le coût relativement élevé du déploiement et de la récupération des dispositifs sous-marins et l'installation encore plus coûteuse des systèmes câblés constituent un obstacle supplémentaire à la collecte des données. Du point de vue de la modélisation, les défis tiennent notamment au manque de données fiables à petite échelle sur les conditions environnementales nécessaires pour établir des modèles précis, et à la faible résolution spatiale et temporelle des données mesurées aux fins de la validation des modèles. Enfin, en ce qui concerne l'impact, des travaux sont en cours pour améliorer la compréhension de la sensibilité auditive de nombreuses espèces, en particulier les baleines à fanons, et des effets cumulés de multiples sources de bruit, ainsi que pour évaluer l'impact au niveau des populations; toutefois, des difficultés pratiques subsistent.

2. Description de l'état environnemental

Le son est un moyen de communication efficace dans l'environnement marin car les ondes sonores se propagent très bien dans l'eau, à des vitesses environ cinq fois supérieures à celles de l'air. Néanmoins, la puissance acoustique est diminuée lorsque le son s'éloigne de la source. Les différences d'absorption et les pertes de propagation à différentes fréquences signifient que les basses fréquences sonores se déplacent plus loin que les hautes fréquences. En outre, les propriétés de l'environnement affectent la propagation du son, les propriétés du fond de l'océan et de l'eau affectent la vitesse du son, et la topographie sous-marine affecte la direction de la propagation du son. En eaux profondes, des conditions environnementales particulières peuvent entraîner une propagation efficace du son dans un canal profond ou la convergence du son à des distances régulières (Jensen et al., 2011). Des conditions de propagation uniques, telles que l'effet des guides d'ondes ou l'effet du miroir de Lloyd, peuvent contribuer à l'intensification du son près de la surface (Jensen et

al., 2011), et le blindage bathymétrique peut créer une grande variabilité de l'intensité du son entre les lieux à proximité (McDonald et al., 2008).

Les niveaux sonores dans l'océan, exprimés en décibels (dB), sont calculés en rapportant les niveaux de pression sonore mesurés (en pascals) à un micropascal (dB re 1 μ Pa). Les niveaux de pression acoustique sont généralement mesurés en tant que valeurs de crête instantanées ou de crête à crête, ou en calculant la moyenne quadratique de la pression acoustique pour les signaux de longue durée. Ces différences de mesures se traduisent par des différences de niveau de pression acoustique pouvant atteindre 4,5 dB. Il convient de noter que, puisque les niveaux sonores dans l'air sont calculés par rapport à 20 micropascals, les niveaux sonores de l'océan et de l'air ne sont pas directement comparables. Une impédance acoustique plus élevée dans l'eau par rapport à l'air contribue en outre à une différence de mesures entre ces environnements. En conséquence, une correction

de 61,5 dB est nécessaire pour comparer les niveaux de bruit aérien avec ceux qui sont produits sous l'eau. Lors de la notification des niveaux de bruit, le calcul de la densité spectrale de puissance nécessite une normalisation supplémentaire par la largeur de bande du signal et est donc généralement exprimé en unités de dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$. En l'absence de bruit, les niveaux sonores ambiants de l'océan ne sont pas uniformes sur les différentes fréquences, mais varient de 60 à 70 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ à des fréquences inférieures à 100 Hz et diminuent à moins de 40 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ à des fréquences supérieures à 10 kilohertz (kHz) (Wenz, 1962). Le mouvement des particules, autre composante des ondes sonores, est plus difficile à mesurer mais constitue un élément majeur pour évaluer l'impact du son sur les poissons (Popper et Hawkins, 2019).

Les principaux facteurs contribuant au paysage sonore de l'océan sont les sources géophysiques, telles que le vent, les vagues, la glace, les volcans et les tremblements de terre, les sources biologiques, telles que les mammifères marins, les poissons et les invertébrés, et les sources anthropiques. Il existe de multiples sources de bruit d'origine anthropique dans l'environnement marin; les principales comprennent les navires (par ex., les navires marchands, les bateaux de pêche et les navires de plaisance et de croisière), l'activité industrielle (par ex., la production d'énergie en mer, y compris les activités de prospection sismique, l'aménagement du littoral et l'exploitation minière) et les sonars (par ex., les sonars utilisés pour la pêche et à des fins militaires et scientifiques). Dans certains cas, la production de sons est intentionnelle et essentielle pour l'activité en question, comme dans le cas de l'exploration sismique et des sonars, alors que dans d'autres, elle est accessoire, comme dans le cas de la navigation et de l'aménagement du littoral. Les niveaux de bruit d'origine anthropique varient dans l'espace et le temps, les deux principaux facteurs étant les niveaux d'activité humaine présents et les caractéristiques de propagation acoustique dans la région.

Le tableau ci-après donne un aperçu des principaux facteurs anthropiques qui contribuent au bruit ambiant des océans, du niveau de

chaque source et de la principale gamme de fréquences. Suivant l'approche adoptée dans d'autres relevés sur le bruit océanique, l'activité de prospection sismique est considérée séparément des autres activités industrielles du fait de sa contribution majeure aux basses fréquences à grande échelle, avec des impacts sensiblement différents de ceux des autres sources de bruit industriel. Un examen des impacts du bruit sur la vie marine est également fourni. Parmi les impacts possibles examinés dans le présent document figurent les effets physiologiques et comportementaux, ainsi que les impacts sur la mortalité, lorsque celle-ci a été signalée dans le passé. Cependant, ces études sur l'impact du bruit sur les individus ont été élargies pour tenter de comprendre les conséquences des perturbations acoustiques au niveau des populations, y compris les effets cumulatifs (National Academies, 2017).

2.1. Le trafic maritime, un facteur de bruit dans les océans

Les principales sources de son émanant des navires sont la cavitation et la turbulence générées par les hélices, mais les machines constituent également une composante importante de l'apport d'énergie acoustique, émise et transmise à travers la coque du navire (Ross, 1976). Le bruit de l'écoulement généré lorsqu'un navire avance dans l'eau ajoute, à un niveau inférieur, à la contribution du navire au bruit ambiant. Les niveaux de contribution des différentes composantes dépendent d'une série de variables physiques, notamment les dimensions du navire, son tonnage, son tirant d'eau, sa charge et sa vitesse, ainsi que les conditions de vent et de mer dans la mesure où elles interfèrent avec le mouvement du navire dans l'eau.

Le trafic maritime englobe la marine marchande, les paquebots de croisière, les navires militaires, les transbordeurs, les bateaux de pêche et la navigation côtière de plaisance. La marine marchande comprend les porte-conteneurs, les pétroliers, les vraquiers, les navires de charge classiques et les paquebots. Les différentes classes de navires ont des signatures sonores distinctes qui dépendent également

de la vitesse et de la longueur du navire (Ross, 1976; McKenna et al., 2013). Par exemple, un porte-conteneurs commercial moderne à une vitesse d'exploitation typique de 12 mètres par seconde (m/s) a des niveaux sonores de 195 dB re 1 μ Pa à 1 m, la plupart de l'énergie acoustique étant inférieure à 100 Hz (Gassmann et al., 2017). Dans le cas des petits navires (par ex., ceux de moins de 20 m de long, tels que les bateaux de passagers et de pêche, les bateaux de plaisance à grande vitesse, les jet-skis, etc.), les niveaux sonores rayonnés sont plus faibles (128-142 dB re 1 μ Pa à 1 m; Erbe, 2013) avec un spectre de puissance incluant l'énergie acoustique au-dessus de 1 kHz (Erbe, 2013), ce qui se traduit par des portées de propagation plus courtes que celles de la navigation commerciale.

Le bruit de la marine marchande est souvent le principal facteur anthropique de bruit dans les océans à des fréquences inférieures à 200 Hz (Wenz, 1962; Frisk, 2012; Roul et al., 2019). La mondialisation de l'économie a entraîné une forte augmentation de la navigation marchande dans le monde entier au cours des 30 dernières années. Le volume mondial du commerce maritime n'a cessé d'augmenter (sauf en 1985 et en 2009), pour atteindre 10,7 milliards de tonnes en 2017 [Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement (CNUCED), 2018]. Une croissance annuelle moyenne de 3,8 % a été prévue pour la période 2018-2023; toutefois, celle-ci pourrait être affectée par la pandémie de COVID-19. En plus d'une augmentation constante du volume des échanges, les navires passent également plus de temps en mer, avec une augmentation de 5 % enregistrée en 2017 (CNUCED, 2018). Le tonnage brut total a également augmenté en fonction du volume des échanges. L'augmentation globale de la navigation marchande est fortement corrélée à l'augmentation des niveaux de pression acoustique des océans, qui ont augmenté d'environ 3 dB re 1 μ Pa²/Hz par décennie sur la bande 10-50 Hz au cours des dernières décennies du XX^e siècle (McDonald et al., 2006). Cette augmentation semble s'être stabilisée depuis le début du XXI^e siècle (Frisk, 2012, et les références qui y figurent).

La composante « navigation lointaine » du bruit ambiant, qui survient lorsque les signatures

des navires individuels sont indiscernables dans les données mais apparaissent sous forme d'énergie acoustique accrue à des fréquences inférieures à 100 Hz (Wenz, 1962), à un endroit et à un moment donnés, dépend fortement de la répartition des navires un moment précis. La navigation est inégalement répartie selon la latitude, avec des densités plus élevées dans l'hémisphère nord, le long des voies de navigation très fréquentées. En conséquence, des niveaux élevés de bruit ambiant (80-90 dB re 1 μ Pa²/Hz ou plus) à des fréquences dominées par la navigation (10-100 Hz) se retrouvent généralement dans l'océan Atlantique Nord et l'océan Pacifique Nord (Ross, 2005; McDonald et al., 2006; Širović et al., 2013; 2016). Dans l'Arctique, où le trafic maritime est nettement plus faible, le bruit ambiant à basse fréquence est largement déterminé par des facteurs environnementaux tels que la couverture des glaces de mer et les conditions de vent (Roth et al., 2012). Dans les eaux côtières, près des ports et des plages très fréquentés, les bateaux de pêche de petite et moyenne taille, les bateaux de plaisance et les petits transbordeurs peuvent également contribuer de manière importante au bruit d'origine anthropique (Samuel et al., 2005; Merchant et al., 2012).

Les niveaux de bruit ambiant provenant de la navigation lointaine n'ont pas été liés à des dommages mortels, tissulaires ou autres dommages physiques directs chez les mammifères marins (voir toutefois le chapitre 6D pour les autres menaces pesant sur les mammifères marins dues au transport maritime). Le bruit de la navigation et des petites embarcations a été associé à des impacts de grande envergure sur la survie, la physiologie et le comportement des individus, et a des conséquences potentielles sur la survie des populations et des communautés dans un certain nombre de groupes taxonomiques marins. Chez les mammifères marins, on assiste notamment à l'augmentation du niveau de stress chez les baleines franches de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) (Rolland et al., 2012); à des changements dans le comportement alimentaire des baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*) et de leurs vocalisations pendant la saison de reproduction (Blair et al., 2016; Tsujii et al., 2018);

à des changements dans le comportement des marsouins communs (*Phocoena phocoena*) (Dyndo et al., 2015); à des changements dans le comportement d'appel et à un masquage ou une réduction de l'espace de communication (Parks et al., 2010; Putland et al., 2018). Dans d'autres taxons, on observe une augmentation des niveaux de stress pour un certain nombre d'espèces de poissons (voir, par exemple, Nichols et al., 2015; Simpson et al., 2016a), ce qui peut entraîner un risque accru de prédation chez certaines espèces (Simpson et al., 2016a); une capacité réduite des poissons et des larves de corail à choisir des habitats appropriés (Simpson et al., 2008; 2016b); un masquage et une réduction de l'espace de communication (Putland et al., 2018; Weilgart, 2018 et les références qui y figurent).

2.2. L'exploration sismique, un facteur de bruit dans les océans

L'utilisation du son pour imager les structures géologiques du fond marin est la technique géophysique marine prédominante employée par l'industrie pétrolière et gazière en mer. Le profilage de sismique réflexion fournit des informations sur les gisements potentiels de pétrole et de gaz à plusieurs kilomètres sous le fond marin. Afin de générer les niveaux sonores élevés nécessaires pour pénétrer la terre ferme, de grands dispositifs de canons à air sont remorqués derrière des navires hydrographiques. Chaque canon à air libère un volume d'air sous haute pression, créant une onde de pression sonore de haute intensité. En règle générale, un dispositif de canons à air comprimé utilisé dans l'industrie sismique comprend entre 25 et 50 canons individuels (Dragoset, 2000). Le signal de pression acoustique des dispositifs de canons à air est tracé verticalement, produisant un signal plus fort de 12-15 dB dans la direction verticale pour la plupart des dispositifs. Le niveau de crête de la source pour ces réseaux est impossible à calculer à une référence standard de 1 m, mais, selon une estimation simplifiée, s'il est considéré comme une source unique, il peut atteindre 260 dB_{pegk} re 1 µPa à 1 m (Turner et al., 2006). Les opérations sismiques peuvent être limitées dans le temps (semaines, mois)

mais, selon la bathymétrie, elles peuvent affecter des bassins océaniques entiers car les signaux à basse fréquence se propagent sur des distances importantes.

Les campagnes sismiques peuvent également être menées à des fins de recherche, y compris en dehors des zones soumises à des évaluations commerciales, comme dans l'océan Austral. Des relevés géophysiques à haute résolution sont également effectués dans les zones côtières pour la construction d'infrastructures essentielles, telles que des ponts, des ports et, plus récemment, des parcs éoliens en mer. Ces relevés utilisent des sources sonores telles que les étinceleurs et l'Uniboom, qui sont moins puissants (210-230 dB re 1 µPa à 1 m) que les canons à air et fonctionnent dans une bande de fréquences plus élevée (0,5-2,5 kHz; Gontz et al., 2006). Bien que ces relevés aient tendance à être localisés dans le temps et dans l'espace, leur impact peut être pertinent pour les espèces et les écosystèmes côtiers vulnérables.

Les zones marines de tous les continents, à l'exception de l'Antarctique, font l'objet d'une exploration sismique active. Le Golfe du Mexique a l'un des niveaux d'activité les plus élevés au monde, l'exploration en eaux profondes étant la principale source de bruit ambiant à basse fréquence dans cette région (Wiggins et al., 2016). Une forte activité a également eu lieu dans l'Atlantique Nord (Nieukirk et al., 2004), l'Atlantique Sud (Miksis-Olds et Nichols, 2016; Haver et al., 2017) et la mer du Nord (Hildebrand, 2009). L'activité de prospection sismique a augmenté à la fin des années 2000 et au début des années 2010 en raison de la hausse des prix du pétrole brut, en particulier dans des zones telles que l'Atlantique Sud et la Méditerranée (Maglio et al., 2016). Le nombre moyen de navires sismiques actifs dans le monde est passé de 40 en 2004 (Hildebrand, 2009) à 75 en 2014 (sur la base des registres des équipes sismiques), les niveaux d'activité les plus élevés étant enregistrés dans le golfe du Mexique, en Europe, en Asie-Pacifique et en Afrique. Cependant, suite à une baisse du prix du pétrole brut en 2015 et 2016, le nombre de navires actifs était tombé à 58 à la mi-2018 (GeoTomo, 2018).

Les impacts sur la vie marine des sons produits lors des relevés d'exploration sismique ont été consignés pour un certain nombre de taxons, depuis le zooplancton jusqu'aux mammifères marins. McCauley et al. (2017) ont signalé une raréfaction du zooplancton immédiatement après les opérations sismiques, parallèlement à une augmentation du zooplancton mort comprenant une variété d'espèces. Des expériences contrôlées sur des larves de coquilles Saint-Jacques ont montré que celles-ci présentaient des retards de développement et des malformations importantes lorsqu'elles avaient été exposées à des pulsations provenant de canons à air sismique (Aguilar de Soto et al., 2013), alors que l'on a observé une perturbation des réflexes chez les coquilles Saint-Jacques (Day et al., 2016). Les opérations sismiques peuvent également expliquer l'échouage de calamars géants (Guerra et al., 2004). Il a été observé que les poissons présentent des changements comportementaux et physiologiques à la suite d'opérations sismiques (Weilgart, 2018 et les références qui y figurent), des changements dans les taux de capture de poissons étant également signalés (Løkkeborg, 1991; Løkkeborg et al., 2012). Il a été observé que les opérations sismiques avaient une incidence négative sur la communication des baleines à fanons (Di Iorio et Clark, 2009; Cerchio et al., 2014). Si l'on a observé que l'exploration sismique entraînait un certain nombre d'impacts sur la vie marine, des expériences d'exposition contrôlée n'ont rapporté aucun impact observable sur le développement et la survie des embryons de langoustes (*Jasus edwardsii*) et des larves de crabes dormeurs (*Metacarcinus magister*) (Pearson et al., 1994; Day et al., 2016) et un effet limité sur le copépeode *Calanus finmarchicus* (Fields et al., 2019).

2.3. L'activité industrielle, un facteur de bruit dans les océans

En 2003, le Conseil national de la recherche (NRC) des États-Unis d'Amérique a réalisé une étude approfondie du bruit sous-marin provenant des activités industrielles. On trouvera ci-après un résumé des principales conclusions de ce rapport et des recherches

dans le domaine du bruit industriel océanique publiées depuis 2003. Aux fins du présent chapitre, les contributions de l'industrie pétrolière et gazière non sismique ont été séparées des autres activités industrielles qui contribuent au bruit marin.

2.3.1. Bruit industriel émanant de l'industrie pétrolière et gazière

Outre les relevés sismiques, dont le but est d'explorer le pétrole et le gaz, l'industrie pétrolière et gazière contribue également au bruit pendant les phases de forage et de production. Les activités industrielles pétrolières et gazières se déroulent dans le monde entier entre les latitudes 72° nord et 45° sud. Les activités liées aux relevés sismiques et à la production de pétrole et de gaz sont présentes le long des côtes de tous les continents du monde, à l'exception de l'Antarctique (NRC, 2003). Les niveaux de bruit associés à la production de pétrole et de gaz et aux activités connexes, telles que l'installation de pipelines, la production d'énergie sur les plateformes, le débit des pipelines et l'activité des navires de soutien, sont généralement beaucoup plus faibles que ceux associés à la prospection sismique (Richardson et al., 1995). Les impacts de ce bruit de production peuvent être limités aux zones proches des installations mais persistent pendant le fonctionnement de l'installation, qui peut durer des années (ibid.). D'après les données recueillies le long du versant nord de l'Alaska et de la côte adjacente du Canada, les navires participant activement à des activités de forage ont des niveaux sonores rayonnés élevés, avec un niveau de pression maximale de la source à large bande calculé à partir de la moyenne quadratique de la pression sur la bande 10 Hz-10 kHz d'environ $190 \text{ dB}_{\text{rms}}$ re $1 \mu\text{Pa}$ à 1 m (Richardson et al., 1995).

2.3.2. Autres contributions de l'industrie et de la construction au bruit dans les océans

L'éventail des activités dans cette catégorie est extrêmement large. Les éoliennes de bat-tage et de production d'électricité se trouvent souvent dans des eaux plus profondes, alors que le dragage, l'aménagement du littoral et

les constructions associées, les chantiers navals et les activités portuaires quotidiennes situés près du rivage contribuent au bruit dans les eaux peu profondes. L'exploitation minière des grands fonds marins est encore largement limitée dans sa portée en raison des coûts prohibitifs (Miller et al., 2018; Thompson et al., 2018), mais pourrait s'étendre à l'avenir. L'impact combiné de diverses activités industrielles sur l'environnement marin, notamment la combinaison de sources sonores terrestres, côtières ou littorales, n'est que peu connu. Néanmoins, ce large éventail d'activités industrielles produit une gamme de niveaux de sources et de modèles acoustiques décrits en détail ci-après.

Le battage de pieux consiste généralement en des milliers d'impacts de grands marteaux qui se produisent environ une fois par seconde pour enfoncer dans le fond marin des structures permettant de stabiliser les structures en surface. Les niveaux des sources de bruit du battage sur pieux sont importants, avec des niveaux de crête des sources allant de 226 à 248 dB_{peak} re 1 µPa à 1 m (Bailey et al., 2014; Miller et al., 2017). Il existe un certain nombre de techniques destinées à réduire les niveaux de bruit propagé par le battage de pieux, notamment l'utilisation d'écrans à bulles d'air à élévation libre (Würsig et al., 2000), d'écrans à bulles d'air fixes (Rustemeier et al., 2011) et d'écrans à résonateurs de Helmholtz (Lee et al., 2012). La mise en place de ces techniques permet de réduire les niveaux sonores reçus en dehors de l'activité jusqu'à 20 dB, bien que les réductions moyennes soient de l'ordre de 5 dB (Buehler et al., 2015).

L'exploitation de parcs éoliens en mer produit des niveaux de bruit d'environ 150 dB re 1 µPa à 1 m (Nedwell et Howell, 2004; Hildebrand, 2009). Cela peut représenter une augmentation de 5-25 dB des niveaux sonores ambiants globaux dans les lieux à proximité (dans un rayon d'environ 1 km) (Norro et al., 2011). Comme pour les installations pétrolières et gazières, le bruit associé à la construction de parcs éoliens, provenant en grande partie des activités de battage de pieux, est limité dans le temps mais peut affecter de vastes zones de l'océan. Une fois que les parcs éoliens

seront opérationnels, le bruit généré par leur fonctionnement affectera une zone plus petite mais se maintiendra pendant toute la durée de son exploitation.

Ces dernières années, on a constaté un regain d'intérêt pour les opérations commerciales d'extraction de métaux dans les grands fonds marins, y compris dans les sites de cheminées hydrothermales du monde entier, qui présentent un intérêt économique. Des activités d'exploration ont ainsi été entreprises dans la région de la dorsale médio-atlantique autour des Açores (voir également chap. 18). Les niveaux de bruit que ces activités génèrent dans les grands fonds marins sont inconnus.

Le bruit anthropique généré par le dragage est constitué du bruit des machines à bord des navires et des mouvements mécaniques, par exemple les dispositifs d'aspiration et de terrassement, ainsi que de l'utilisation éventuelle d'explosifs. Les niveaux de bruit enregistrés pendant le dragage varient d'environ 163 dB à 190 dB re 1 µPa à 1 m, selon le type d'opération de dragage (Greene, 1985; Nedwell et al., 2008; Robinson et al., 2011; Reine et al., 2012; McQueen et al., 2020).

Ces diverses activités industrielles peuvent avoir de multiples impacts sur la vie marine. Il a été observé que les bruits impulsifs, tels que ceux créés par le battage de pieux, perturbaient l'utilisation de l'habitat des marsouins communs (Carstensen et al., 2006) et pouvaient causer des troubles auditifs chez les mammifères marins et les poissons à proximité de la source de bruit (Madsen et al., 2006; Casper et al., 2013). Il a été observé que le bruit généré par le battage de pieux augmentait le taux métabolique chez certaines espèces de poissons et de moules (Spiga et al., 2016; Brintjes et al., 2017) ainsi que le comportement de nage et de bancs de poissons (Mueller-Blenkle et al., 2010; Herbert-Read et al., 2017), et provoquait des réactions chez les calmars (Jones et al., 2020). On a également observé que les vibrations des fonds marins résultant d'expériences menées pour simuler le battage de pieux avaient une incidence négative sur la croissance et la condition physique des moules de fond (Roberts et al., 2015). Si les poissons et les mammifères marins peuvent détecter les

sons émis par les parcs éoliens en fonctionnement à des distances de quelques kilomètres, il est difficile de déterminer si ces sons perturbent leur fonctionnement biologique, bien qu'il ait été démontré qu'ils perturbaient la colonisation des crabes (Pine et al., 2012).

2.3.3. Bruit océanique émanant des sonars

Différents types de sonars sont utilisés pour cartographier le fond des océans et pour détecter et localiser divers objets dans la colonne d'eau (par ex., les planctons, les poissons ou les sous-marins). Le sonar est utilisé par l'armée, les communautés de pêche commerciale, charter et récréatives, et la communauté de recherche scientifique, entre autres. Le type d'utilisation est différent dans chacun de ces groupes.

L'utilisation des sonars dans l'armée est principalement axée sur la lutte anti-sous-marine et implique deux types de sonar : le sonar actif à basse fréquence (LFA) et le sonar actif à moyenne fréquence (MFA). Le sonar LFA fonctionne dans la bande 100-500 Hz, avec un niveau de source global de 230-240 dB re 1 μ Pa à 1 m, ce qui permet une détection sur de longues distances (des centaines de kilomètres). Le sonar MFA, fonctionnant à des fréquences de 2-8 kHz, a un niveau de source de 235 dB re 1 μ Pa à 1 m (Hildebrand, 2009), et fonctionne sur des portées de plusieurs dizaines de kilomètres. La marine américaine dispose de quatre navires consacrés à l'utilisation des sonars LFA, et environ 300 sonars MFA sont en service dans les marines du monde entier (Hildebrand, 2009).

Dans les utilisations non militaires, les sonars les plus fréquemment rencontrés sur les navires comprennent les « détecteurs de poissons » et autres échosondeurs, appelés sonars multifaisceaux et sonars à balayage latéral, fonctionnant à une ou plusieurs fréquences. Les sonars utilisés à des fins non militaires fonctionnent généralement à des niveaux de

source plus faibles que les sonars militaires et, dans la plupart des cas, leurs faisceaux sont dirigés vers le bas sous la trajectoire du navire, ou en travers de la trajectoire dans le cas des sonars multifaisceaux. La fréquence de fonctionnement type d'un détecteur de poissons se situe entre 15 et 200 kHz. Les sonars de cartographie multifaisceaux généralement utilisés par la communauté des chercheurs fonctionnent à des fréquences allant de 12 kHz pour les systèmes en eaux profondes à 400 kHz pour les systèmes en eaux peu profondes, avec des faisceaux directionnels étroits (environ 1 degré) et des niveaux de source entre 232 et 245 dB re 1 μ Pa à 1 m (Hildebrand, 2009).

L'utilisation du sonar LFA a été limitée par certains pays en raison des préoccupations concernant son impact sur les plongeurs et les mammifères marins (Miller et al., 2000), bien qu'il ait été signalé que le sonar LFA n'affecte pas le comportement du hareng (Doksæter et al., 2012). L'utilisation des sonars MFA a été impliquée dans l'échouage de plusieurs espèces de cétacés (Balcomb et Claridge, 2001). Les baleines à bec semblent être particulièrement sensibles à ce type de sonar, qui a été associé à la fois à des dommages physiologiques (Fernández et al., 2005) et à des changements de comportement chez plusieurs espèces de baleines à bec (Tyack et al., 2011; DeRuiter et al., 2013; Moretti et al., 2014). Toutefois, dans l'ensemble, les réponses varient en fonction des populations, et certains éléments indiquent que les baleines à bec régulièrement exposées aux sonars MFA pourraient s'acclimater au son (Bernaldo de Quirós et al., 2019). On a observé que la présence de sonars MFA modifiait le comportement des baleines à fanons (Goldbogen et al., 2013) et de multiples espèces d'odontocètes (Sivle et al., 2012). Les baleines à bec semblent également être sensibles à d'autres formes de sonar, les changements de comportement observés étant documentés à l'aide d'un échosondeur utilisé à des fins scientifiques (Cholewiak et al., 2017).

Principales sources de bruit anthropique

Secteur d'activité	Source sonore	Type de son	Niveau de la source (dB re 1 µPa à 1 m)	Fréquence de l'énergie principale (kHz)
Transport maritime commercial				
Navires de taille moyenne (50-100 m)	Hélice/cavitation	En continu	165–180 ^a	< 1
Grands navires (par ex. superpétroliers et porte-conteneurs)	Hélice/cavitation	En continu	180–219 ^a	< 0,2
Exploration et exploitation des ressources				
Pétrole et gaz	Canon à air sismique	Impulsif	220–262 ^c	0,05–0,1
	Forage	En continu	124–190 ^a	0,1–1
Énergies renouvelables	Impact du battage de pieux	Impulsif	220–257 ^c	0,1–2
	Parc éolien opérationnel	En continu	144 ^a	< 0,5
Marine	Sonar à basse fréquence	Impulsif	240 ^b	0,1–0,5
	Sonar à moyenne fréquence	Impulsif	223–235 ^b	2,8–8,2
	Explosions (ex., essais et exercices de chocs de navires)	Impulsif	272–287 ^a	0,006–0,02
Pêche	Hélice/cavitation	En continu	160–198 ^a	< 1–10
	Dispositif de dissuasion/harcèlement	Impulsif	132–200 ^b	5–30
	Sonar (échosondeur)	Impulsif	185–210 ^b	20–260
Dragage	Hélice/cavitation, découpage, pompage, saisie et creusage	Principalement en continu	163–188 ^a	0,1–0,5
Recherche scientifique marine (par ex., les navires de recherche)	Hélice/cavitation	En continu	165–180 ^a	< 1
Activités récréatives (par ex., bateaux de plaisance et bateaux à moteur)	Hélice/cavitation	En continu	160–175 ^a	1–10
Tourisme (par ex., observation des baleines et des dauphins et bateaux de croisière)				
Navires < 50m-100m	Hélice/cavitation	En continu	160–190 ^a	< 0,2–10
Construction de ports	Battage de pieux par impact (par ex., les palplanches)	Impulsif	200 ^b	0,1–0,5

Source : Document des Nations Unies A/73/68, annexe.

^a Niveau de pression acoustique moyen quadratique.

^b Niveau de pression acoustique de pointe.

^c Niveau de pression acoustique crête à crête.

3. Description des conséquences économiques et sociales et des autres changements économiques ou sociaux

Lors des discussions du Processus consultatif informel ouvert à tous des Nations Unies sur les océans et le droit de la mer concernant le bruit sous-marin d'origine anthropique, menées en 2018, la nécessité de traiter les impacts socioéconomiques de ce bruit a été soulignée. Il a été démontré, par exemple, que la présence de canons à air sismique réduisait les captures de gadidés et de sébastes (Hirst et Rodhouse, 2000). Une telle situation peut entraîner des pertes économiques à court terme pour les pêcheries concernées lors des prospections sismiques. Les impacts du bruit sur les espèces qui présentent un intérêt social, économique et culturel particulier peuvent avoir des effets socioéconomiques sur les communautés côtières, en particulier si elles modifient la disponibilité d'espèces marines importantes sur le plan commercial ou récréatif. On peut s'attendre à un déclin similaire des bénéfices sociaux et économiques en raison du déplacement des mammifères marins, qui sont au centre des activités touristiques. En outre, le déplacement des animaux marins peut affecter les pratiques traditionnelles et culturelles des communautés autochtones qui dépendent de la pêche artisanale et de la chasse de subsistance. Ce domaine d'interactions entre le bruit d'origine anthropique et son impact sur les facteurs sociaux et économiques n'a pas été bien étudié dans le passé,

mais un intérêt accru pour le bruit d'origine anthropique dans l'océan pourrait conduire à une plus grande prise de conscience sur les conséquences humaines de l'augmentation du bruit.

Si le bruit sous-marin d'origine anthropique est manifestement lié à la réalisation de l'objectif de développement durable n° 14 (conserver et exploiter de manière durable les océans, les mers et les ressources marines aux fins du développement durable), il est également lié à un certain nombre d'autres objectifs². Garantir l'accès de tous à des services énergétiques fiables, durables et modernes, à un coût abordable (objectif n° 7) risque d'entraîner une hausse localisée et à court terme des niveaux de bruit d'origine anthropique dans l'océan lors de la construction de parcs éoliens en mer, mais pourrait se traduire par une réduction globale du bruit anthropique associée à une diminution de la nécessité d'exploiter les combustibles fossiles. La mise en œuvre efficace de l'objectif n° 11 relatif aux villes et aux communautés durables et de l'objectif n° 12 relatif à la consommation et à la production responsables pourrait, à terme, avoir une incidence sur le bruit anthropique global dans l'océan si la réalisation de ces objectifs donne lieu à des changements dans le transport maritime mondial.

4. Principaux changements et conséquences par région

4.1. Océan Arctique

L'ouverture des chenaux de navigation dans l'Arctique, suite à la diminution de la glace de mer due au changement climatique, a commencé à entraîner une augmentation du trafic maritime dans le bassin arctique (Eguíluz et al., 2016). Bien que cette voie soit encore peu fréquente, l'Arctique devrait devenir une route de navigation et de tourisme plus fréquente

à l'avenir en raison du rétrécissement de la banquise (Smith et Stephenson, 2013). Les conséquences pour les communautés locales de l'Arctique et les animaux marins des changements dans le transport maritime et, en particulier, des changements associés dans les paysages sonores en faveur de paysages plus anthropogéniques, sont encore très peu connues (Ho, 2010). L'exploration pétrolière a commencé dans la mer des Tchouktches au

² Résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

milieu des années 2000, mais la poursuite de l'exploration et de l'exploitation a été abandonnée lorsque les réserves de la région se sont avérées insuffisantes pour justifier des investissements supplémentaires (Shell, 2015). L'exploitation du pétrole et du gaz en mer dans l'Arctique canadien n'est actuellement pas autorisée, et l'interdiction sera réexaminée en 2021 (Nunatsiaq, 2016).

4.2. Océan Atlantique Nord, mer Baltique, mer Noire, Méditerranée et mer du Nord

L'Atlantique Nord est une route maritime très fréquentée toute l'année (Vettor et Soares, 2015). Le bruit de l'exploration sismique est présent de façon saisonnière dans les zones polaires de l'Atlantique Nord (Klinck et al., 2012; Haver et al., 2017). Une expansion rapide du développement de parcs éoliens en mer du Nord et en mer Baltique a contribué à la présence de près de 90 parcs éoliens opérationnels depuis 2018, et un développement continu à l'avenir est prévu (Xu et al., 2020; Rusu, 2020), ce qui entraînera une augmentation substantielle du bruit pendant la phase de construction (Miller et al., 2017). Les principaux points de forte émission sonore en Méditerranée sont les zones situées autour des grands ports. En outre, la mer Ionienne et la mer Adriatique, ainsi que les côtes du nord-ouest de l'Afrique et de l'est de la Méditerranée, ont connu récemment une augmentation des relevés d'exploration pétrolière et gazière (Maglio et al., 2016). Une augmentation de l'activité sismique dans la mer Noire est également envisageable (Broad, 2014).

4.3. Golfe du Mexique, océan Atlantique Sud et Caraïbes

Le nombre de navires effectuant des relevés sismiques a diminué dans le golfe du Mexique mais s'est accru au large de la côte atlantique de l'Amérique du Sud [GeoTomo, 2018; Agence américaine pour l'information sur l'énergie (USEIA), 2020], ce qui a peut-être augmenté les niveaux de bruit à basse fréquence au cours des dix dernières années. Les grandes découvertes de pétrole en mer par le Guyana

(Cummings, 2018) pourraient entraîner une augmentation de l'exploration sismique et de l'activité industrielle dans la région. Le bruit associé au trafic maritime est omniprésent dans les Caraïbes (Heenehan et al., 2019).

4.4. Océan Indien, mer d'Arabie, golfe du Bengale, mer Rouge, golfe d'Aden et golfe Persique

Le développement en Afrique, notamment l'augmentation du nombre de nouveaux ports, contribue à une expansion rapide du transport maritime dans la région (Tournadre, 2014), ce qui augmente à son tour le bruit anthropique dans des zones qui étaient auparavant relativement silencieuses. L'exploration sismique se poursuit au large de l'Australie (Paumard et al., 2019).

4.5. Océan Pacifique Nord

De nouveaux projets d'éoliennes en mer sont en cours de développement au large du Japon, la de la République de Corée, de la province chinoise de Taiwan et de la Chine (Yang et al., 2018; Li et Yuan, 2019). Dans le cadre de ce processus, le Japon commence également à définir des paramètres de surveillance acoustique. De même, des projets d'éoliennes en mer ont été proposés, mais pas encore autorisés ou construits, au large de la côte ouest des États-Unis (Bureau of Ocean Energy Management, 2020). Certaines zones le long de la côte ouest des États-Unis, ainsi que le long de la chaîne d'îles hawaïennes, sont désignées comme sanctuaires marins et pourraient être protégées du développement direct.

4.6. Océan Pacifique Sud

L'exploration sismique se poursuit au large de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande (par ex., Cheong et Evans, 2018; Urosevic et al., 2019). Par ailleurs, le Pacifique Sud reste relativement exempt de sources de bruit d'origine anthropique, avec peu de transport maritime et de développement industriel.

4.7. Océan Austral

L'océan Austral a connu une augmentation du trafic de navires de croisière ces dernières années, tant dans la région de la péninsule Antarctique, qui a connu un certain trafic de navires de croisière par le passé, que dans

l'Antarctique oriental et la mer de Ross, tous deux encore inexplorés (Sánchez et Roura, 2016). Toutefois, dans l'ensemble, la région a subi peu de sources de bruit d'origine anthropique, avec peu de transport maritime et de développement industriel (Dziak et al., 2015).

5. Perspectives

Le bruit d'origine anthropique dans l'océan est en grande partie dû au transport maritime, à la prospection pétrolière et gazière et, à une échelle plus locale ou régionale, à l'aménagement du littoral. La croissance démographique, la migration vers les zones côtières, l'industrialisation et le tourisme accrus et d'autres développements entraîneront une augmentation des activités qui contribuent au bruit anthropique, à moins qu'ils ne se conjuguent à d'efforts d'atténuation. Un certain nombre de ces efforts ont été entrepris. Le Comité scientifique de la Commission baleinière internationale (CBI) a approuvé l'objectif de réduire le bruit ambiant dans l'océan de 3 dB au cours de la prochaine décennie et de 10 dB au cours des 30 prochaines années. La CBI est activement engagée aux côtés de l'Organisation maritime internationale (OMI) dans des discussions sur les stratégies à adopter pour atteindre ces réductions. L'une des mesures pourrait consister à réduire le bruit des navires, un facteur de bruit anthropique majeur à basse fréquence en haute mer (Wenz, 1962; Frisk, 2012; Roul et al., 2019). Le bruit des navires peut être réduit en modifiant les pales des hélices pour les rendre plus silencieuses et en isolant les moteurs et autres sources de bruit du navire pour que le bruit qu'ils génèrent ne se propage pas dans l'océan à cause du navire. Ces technologies existent déjà mais doivent être mises en œuvre à plus grande échelle. Parmi les mesures alternatives envisagées qui peuvent être mises en œuvre sans progrès technologique, on peut citer la réduction de la vitesse des navires ou le détournement du trafic maritime des zones sensibles pour la vie marine, telles que les sanctuaires marins, les

parcs ou les réserves. Dans l'industrie pétrolière et gazière, de nouvelles alternatives à l'utilisation de canons à air comprimé dans les relevés d'exploration, comme la technologie des vibreurs marins, sont à l'étude. Même avec les nouvelles avancées technologiques, il est impossible de parvenir à une protection adéquate du milieu marin sans un consensus sur une stratégie globale qui comble les lacunes des connaissances relatives aux impacts sonores d'origine anthropique. En tenant compte de ces considérations, l'OMI a par exemple adopté en 2014 les Directives visant à réduire les bruits sous-marins produits par les navires de commerce pour atténuer leurs incidences néfastes sur la faune marine.

L'ampleur du bruit d'origine anthropique a été reconnue par différentes entités des Nations Unies. En juin 2018, le bruit anthropique a été le thème principal de la dix-neuvième réunion du Processus consultatif informel ouvert à tous des Nations Unies sur les océans et le droit de la mer. Les présentations et les discussions organisées au cours de la réunion ont porté, entre autres, sur un examen des sources de bruit d'origine anthropique, les effets et les impacts socioéconomiques du bruit, ainsi que sur la coopération et la coordination entre les États pour faire face au bruit anthropique. Il a été noté, entre autres, que l'application d'une approche de précaution à la gestion des impacts du bruit avait été proposée aux niveaux régional et mondial, et qu'une coopération intersectorielle était nécessaire pour identifier et atténuer les impacts³.

Le son étant une forme d'énergie, son introduction dans l'environnement marin est considérée

³ Voir A/73/124.

par bien des personnes comme une forme de pollution, en raison de ses effets potentiellement nuisibles. Dans sa résolution 12.14, la Conférence des parties à la Convention sur la Conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage a reconnu l'impact du bruit sous-marin d'origine anthropique sur les espèces marines et encouragé la poursuite de l'étude et de l'atténuation de ce bruit. En outre, elle a fait siennes les Lignes directrices pour les évaluations de l'impact sur l'environnement des activités génératrices de bruit en milieu marin ayant été élaborées en collaboration avec les secrétariats de l'Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente et de l'Accord sur la conservation des petits cétacés de la mer Baltique, de l'Atlantique du Nord-Est et des mers d'Irlande et du Nord. De plus, elle a salué les informations relatives à l'appui technique ayant été fourni à cet égard (Prideaux, 2017)⁴.

Un certain nombre d'États ont établi leurs propres directives pour la gestion du bruit dans les océans. L'Union européenne est mandatée par ses États membres pour mesurer et signaler le bruit d'origine anthropique en vertu du descripteur 11 de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » adoptée en juin 2008. L'objectif de la directive est de parvenir à un bon état écologique d'ici 2020, chaque État membre déterminant comment y parvenir. Dans le cadre de la directive, on a assisté à une prolifération dans toute la région de projets ciblés sur le bruit océanique, notamment des registres de bruit ou des bases de données contenant des spécifications sur les activités sonores impulsives. Parmi les exemples de ces registres, on peut citer le registre des bruits impulsifs de la Commission pour la protection du milieu marin de la mer Baltique et le registre des bruits de l'Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la mer Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente pour la Méditerranée et la mer Noire. Le Canada met actuellement

en œuvre la Marine Environmental Research Infrastructure for Data Integration and Application Network⁵, une base de données sur l'acoustique sous-marine et le suivi des navires, y compris des outils de visualisation et d'analyse destinés à fournir des informations aux gestionnaires, au public et aux chercheurs. Aux États-Unis, des mesures de gestion approfondie de l'impact du bruit sur les espèces marines sont définies dans la stratégie de l'Administration américaine pour les océans et l'atmosphère sur le bruit océanique (Gedamke et al., 2016), qui prévoit également l'utilisation d'outils de cartographie pour aider à évaluer l'impact du bruit d'origine anthropique sur les cétacés (NOAA, 2020). Ces efforts nationaux de documentation des sources de bruit devraient permettre de cartographier avec plus de précision la variabilité des niveaux sonores dans la région. Dans le même temps, ces initiatives conduisent à des efforts supplémentaires pour normaliser la collecte de données et les mesures. Par exemple, l'Expérience internationale de l'océan tranquille, un programme scientifique de partenariat international visant à promouvoir la recherche, l'observation et la modélisation pour améliorer la compréhension des paysages sonores de l'océan et des effets du son sur les organismes marins, a mis en place des groupes de travail sur la collecte des données et la normalisation de la gestion des données.

Le son a également été récemment identifié comme une variable océanique essentielle par le Groupe sur la biologie et les écosystèmes du Système mondial d'observation de l'océan [(GOOS), 2020]. Le bruit dans l'océan est reconnu comme une variable interdisciplinaire car il comprend des sources géophysiques telles que le vent, les bulles, la glace, les tremblements de terre et les volcans. Cette reconnaissance mondiale et l'intégration des systèmes d'observation dans de nouvelles initiatives devraient contribuer à une augmentation de la surveillance du bruit anthropique, ainsi qu'à une meilleure compréhension de ses

⁴ On trouvera d'avantage d'informations sur la page Web des Lignes directrices de la Famille CMS pour les évaluations de l'impact sur l'environnement des activités génératrices de bruit en milieu marin, disponible à l'adresse www.cms.int/fr/lignes-directrices/lignes-directrices-famille-cms-impact-bruit-milieu-marin.

⁵ Voir <https://meridian.cs.dal.ca>.

contributions au bruit ambiant et à des éventuels changements des paysages sonores au fil du temps, en particulier en ce qui concerne l'évolution de l'utilisation des océans et les changements climatiques.

Les niveaux de bruit élevés dans l'océan peuvent avoir diverses conséquences sur la vie marine. Un cadre théorique destiné à évaluer les conséquences des perturbations acoustiques au niveau des populations est disponible pour les mammifères marins mais devrait également être appliqué à d'autres taxons (Pirota et al., 2018). Une telle méthode peut être utilisée à des fins de gestion, mais offre également un cadre visant à étudier les mécanismes proches des phénomènes qui induisent des changements au niveau

individuel et à orienter la collecte des données et le développement des modèles à venir. Ces conséquences se produisant chez les espèces importantes sur le plan commercial et récréatif, ainsi que chez celles dont la survie dépend de leur présence, il existe un potentiel d'impacts sociaux et économiques négatifs. Par exemple, une réduction du recrutement de poissons à forte valeur commerciale (Simpson et al., 2008) peut, à la longue, entraîner une réduction des captures, et une mortalité plus élevée peut diminuer les rendements de la pêche. Dans le cas des espèces faisant l'objet d'activités touristiques, ces activités, notamment l'observation des baleines, peuvent entraîner une augmentation du bruit et avoir des incidences (Erbe, 2002; Holt et al., 2009).

6. Principales lacunes en matière de connaissances

Plusieurs défis restent à relever pour évaluer les augmentations relatives et les impacts possibles du bruit d'origine anthropique dans l'océan. Un problème fondamental réside dans le manque de connaissances concernant le bruit ambiant de base des océans. En raison de l'absence d'enregistrements pour les périodes antérieures aux activités humaines, la compréhension des paysages sonores marins avec lesquels la vie marine a évolué, ou de la mesure dans laquelle elle a pu s'adapter aux apports sonores anthropiques, est limitée. Le meilleur indicateur est celui des régions hors de l'influence du développement et de l'activité humaine, qui peuvent exister dans des bassins isolés tels que les zones de l'océan Austral, ou qui étaient présentes encore récemment dans certaines parties de l'Arctique. Cependant, sur la base des meilleures estimations, de nombreuses régions de l'océan ont des niveaux de bruit ambiant à basse fréquence (10-200 Hz) supérieurs d'au moins 20 à 30 dB aux niveaux primordiaux.

Une autre lacune importante concerne la compréhension de l'impact du bruit sur les écosystèmes marins. Jusqu'à présent, la plupart des travaux se sont concentrés sur l'impact d'un seul facteur de stress sur une espèce particulière, dont le résultat peut ne pas être directement applicable aux populations

(Gill et al., 2001). Le degré des incidences du bruit et d'autres facteurs de stress (par ex., le déplacement des chaînes alimentaires, la modification de la température de l'eau et la destruction des habitats) sur les populations marines n'est pas bien défini et est très difficile à étudier. Un cadre a été élaboré pour évaluer les conséquences des perturbations sur les populations, mais il manque souvent trop de valeurs de paramètres clés pour permettre une évaluation au niveau de la population (King et al., 2015). Par exemple, on sait très peu de choses sur la réponse auditive des grandes baleines à fanons. En outre, les environnements peuvent être soumis à de multiples sources de bruit à grande échelle, avec le risque d'affecter plusieurs espèces en même temps, ce qui peut aggraver les effets (Shannon et al., 2016). À ce stade, l'approche de précaution a été suivie dans de nombreuses réglementations qui reposent sur des données insuffisantes. Toutefois, il sera essentiel d'étendre la capacité d'intégration des effets et des impacts à différentes échelles et sources afin de permettre une évaluation réaliste de l'impact du bruit d'origine anthropique sur les animaux marins.

Enfin, des efforts majeurs devront être déployés pour normaliser les méthodes, les mesures et les cadres de surveillance ou les systèmes d'archivage des méthodes d'enregistrement

acoustique et des données collectées associées. L'Institut national américain de normalisation/la Société américaine d'acoustique (2009) et la norme ISO (2016) pour la mesure du bruit sous-marin des navires en eaux profondes requièrent de multiples mesures sonores effectuées par des réseaux de capteurs qui ont, en pratique, rarement été utilisés. Parmi les autres travaux en cours, l'ISO établit des normes sur les mesures et la surveillance des paysages sonores, notamment les

données sous-marines, et des normes sont en cours d'élaboration par le biais des procédures de normalisation de la Société américaine d'acoustique concernant les systèmes en réseaux remorqués et l'archivage des données. À l'avenir, des normes pour d'autres parties de l'effort de surveillance acoustique, telles que les enregistrements fixes, les calibrages et les données sur le bruit ambiant, devraient également être développées.

7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

Jusqu'à présent, la surveillance et la modélisation du bruit anthropique ont été concentrées dans certaines régions d'Amérique du Nord et d'Europe, une certaine surveillance concentrée étant également assurée au large des côtes australiennes. Toutefois, le renforcement général des capacités dans la région de l'océan Indien et de ses mers adjacentes, y compris la surveillance, l'évaluation de l'impact et l'élaboration de cadres de gestion, contribuerait à une meilleure compréhension des changements qui se produisent dans l'environnement. En raison du déplacement du son à travers les bassins océaniques et de la présence de sources de bruit d'origine anthropique dans le monde entier, il est nécessaire de renforcer la collaboration et la coopération entre tous les États et régions, ainsi que d'assurer un meilleur partage des informations et des technologies. Un exemple des différences de disponibilité technologique concerne l'AIS pour le suivi des navires. Il est essentiel de connaître la position des navires pour établir une cartographie précise du bruit sous-marin. L'AIS est un système

de localisation et d'identification conçu pour éviter les collisions avec les navires qui, au fil du temps, a été adopté et rendu obligatoire pour les navires de tailles très diverses. C'est dans le monde développé que les navires sont le plus surveillés, en raison de la couverture spatiale relativement efficace des récepteurs AIS. Le passage à l'AIS par satellite, en cours de mise en œuvre, permettra une plus large couverture des données, et un partenariat efficace pour utiliser ces données pourrait contribuer à combler certaines lacunes en matière de capacité de modélisation entre les États. Le renforcement des activités de coopération et de collaboration avec les États en développement faciliterait le partage des meilleures pratiques et des meilleures technologies disponibles nécessaires à l'élaboration de programmes nationaux et régionaux, non seulement pour surveiller les effets du bruit sous-marin d'origine anthropique, mais également pour fournir les informations nécessaires à des décisions politiques éclairées.

Références

- Aguilar de Soto, Natacha, and others (2013). Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific Reports*, vol. 3, No. 1, p. 2831. <https://doi.org/10.1038/srep02831>.
- American National Standards Institute/Acoustical Society of America (ANSI/ASA) (2009). *Quantities and Procedures for Description and Measurement of Underwater Sound from Ships—Part 1: General Requirements*. American National Standards Institute/Acoustical Society of America New York.

- Bailey, Helen, and others (2014). Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. *Aquatic Biosystems*, vol. 10, No. 1, p. 8.
- Balcomb, Kenneth C. III, and Diane E. Claridge (2001). A mass stranding of cetaceans caused by naval sonar in the Bahamas. *Bahamas Journal of Science*, vol. 8, No. 2, pp. 2–12.
- Bernaldo de Quirós, Y., and others (2019). Advances in research on the impacts of anti-submarine sonar on beaked whales. *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 286, No. 1895, art. 20182533.
- Blair, Hannah B., and others (2016). Evidence for ship noise impacts on humpback whale foraging behaviour. *Biology Letters*, vol. 12, No.8, p. 20160005.
- Broad, William J. (2014). In taking Crimea, Putin gains a sea of fuel reserves. *The New York Times*, 17 May 2014.
- Bruintjes, Rick, and others (2017). The impact of experimental impact pile driving on oxygen uptake in black seabream and plaice. *Proceedings of Meetings on Acoustics*, vol. 27, No. 1, art. 010042. <https://doi.org/10.1121/2.0000422>.
- Buehler, D., and others (2015). Technical guidance for assessment and mitigation of the hydroacoustic effects of pile driving on fish. *Technical Report No. CTHWANP-RT-15-306.01.01*.
- Bureau of Ocean Energy Management (2020). California Activities. www.boem.gov/renewable-energy/state-activities/california-activities.
- Carstensen, J., and others (2006). Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series*, vol. 321, pp. 295–308.
- Casper, Brandon M., and others (2013). Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, vol. 166, No. 2, pp. 352-360. <http://doi.org/10.1016/j.cbpa.2013.07.008>
- Cerchio, Salvatore, and others (2014). Seismic surveys negatively affect humpback whale singing activity off northern Angola. *PloS One*, vol. 9, No. 3. e86464.
- Cheong, Sei-Him, and Breanna Evans (2018). Acoustic ground truthing of seismic noise in Chatham Rise, New Zealand. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 143, No. 3, p. 1974. <https://doi.org/10.1121/1.5036504>.
- Cholewiak, Danielle, and others (2017). Beaked whales demonstrate a marked acoustic response to the use of shipboard echo sounders. *Royal Society Open Science*, vol. 4, No. 12, art. 170940.
- Cummings, Anthony R. (2018). How Guyana's Oil Discovery Rekindled a Border Controversy. *Journal of Latin American Geography*, vol. 17, No. 3, pp. 183–211.
- Day, Ryan D., and others (2016). Seismic air gun exposure during early-stage embryonic development does not negatively affect spiny lobster *Jasus edwardsii* larvae (Decapoda: Palinuridae). *Scientific Reports*, vol. 6, p. 22723.
- Day, Ryan D., and others (2017). Exposure to seismic air gun signals causes physiological harm and alters behavior in the scallop *Pecten fumatus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 40, pp. E8537–E8546.
- DeRuiter, Stacy L., and others (2013). First direct measurements of behavioural responses by Cuvier's beaked whales to mid-frequency active sonar. *Biology Letters*, vol. 9, No. 4, p. 20130223.
- Di Iorio, Lucia, and Christopher W. Clark (2009). Exposure to seismic survey alters blue whale acoustic communication. *Biology Letters*, vol. 6, No. 1, pp. 51–54.
- Doksæter, Lise, and others (2012). Behavior of captive herring exposed to naval sonar transmissions (1.0–1.6 kHz) throughout a yearly cycle. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 131, No. 2, pp. 1632–1642.
- Dragoset, Bill (2000). Introduction to air guns and air-gun arrays. *The Leading Edge*, vol. 19, No. 8, pp. 892–897.
- Dyndo, Monika, and others (2015). Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific Reports*, vol. 5, p. 11083.

- Dziak, Robert P., and others (2015). Sources and Levels of Ambient Ocean Sound near the Antarctic Peninsula. *PLOS ONE*, vol. 10, No. 4, pp. 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123425>.
- Eguíluz, Victor M., and others (2016). A quantitative assessment of Arctic shipping in 2010–2014. *Scientific Reports*, vol. 6, No. 1, p. 30682. <https://doi.org/10.1038/srep30682>.
- Ehizuelen, Michael Mitchell Omoruyi (2017). More African countries on the route: the positive and negative impacts of the Belt and Road Initiative. *Transnational Corporations Review*, vol. 9, No. 4, pp. 341–359.
- Erbe, Christine (2002). Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science*, vol. 18, No. 2, pp. 394–418.
- _____ (2013). Underwater noise of small personal watercraft (jet skis). *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 133, No. 4, pp. EL326–EL330.
- Fernández, Antonio, and others (2005). “Gas and fat embolic syndrome” involving a mass stranding of beaked whales (Family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. *Veterinary Pathology*, vol. 42, No. 4, pp. 446–457.
- Fields, David M., and others (2019). Airgun blasts used in marine seismic surveys have limited effects on mortality, and no sublethal effects on behaviour or gene expression, in the copepod *Calanus finmarchicus*. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 76, No. 7, pp. 2033–44. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz126>.
- Frisk, George V. (2012). Noiseconomics: The relationship between ambient noise levels in the sea and global economic trends. *Scientific Reports*, vol. 2, p. 437.
- Gassmann, Martin, and others (2017). Deep-water measurements of container ship radiated noise signatures and directionality. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 142, No. 3, pp. 1563–1574.
- Gedamke, Jason, and others (2016). *Ocean Noise Strategy Roadmap*. Washington, D.C.: National Oceanographic and Atmospheric Administration.
- GeoTomo (2018). Seismic Crew Count – World seismic crew summary: May 2018. <https://geotomo.com/seismicCrewCount.dmx>.
- Gill, Jennifer A., and others (2001). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*, vol. 97, No. 2, pp. 265–268.
- Global Ocean Observing System (GOOS) (2020). Essential Ocean Variables. www.goosiocean.org/index.php?option=com_content&view=article&id=170&Itemid=114
- Goldbogen, Jeremy A., and others (2013). Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 280, No. 1765, p. 20130657.
- Gontz, A.M., and others (2006). Shallow-water seismic surveys-how much noise are we introducing into the ocean? In OCEANS 2006, pp. 1–5. IEEE.
- Greene, C.R. (1985). Characteristics of waterborne industrial noise, 1980-1984. In Behavior, Disturbance Responses, and Distribution of Bowhead Whales *Balaena Mysticetus* in the Eastern Beaufort Sea, 1980–84, W.J. Richardson, ed., pp. 197–253. OCS Study MMS 85-0034, LGL Ecological Research Associates, Bryan, Texas, United States, for U.S. Minerals Management Service, Reston, Virginia, United States, NTIS PB87-124376.
- Guerra, A., and others (2004). A review of the records of giant squid in the north-eastern Atlantic and severe injuries in *Architeuthis dux* stranded after acoustic explorations. *ICES CM*, vol. 200, p. 29.
- Haver, Samara M., and others (2017). The not-so-silent world: Measuring Arctic, Equatorial, and Antarctic soundscapes in the Atlantic Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 122, pp. 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2017.03.002>.
- Heenehan, Heather, and others (2019). Caribbean Sea soundscapes: monitoring humpback whales, biological sounds, geological events and anthropogenic impacts of vessel noise. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 347.

- Herbert-Read, James E., and others (2017). Anthropogenic noise pollution from pile-driving disrupts the structure and dynamics of fish shoals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 284, No.1863, p. 20171627.
- Hildebrand, John A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 395, pp. 5–20.
- Hirst, Andrew G., and Paul G. Rodhouse (2000). Impacts of geophysical seismic surveying on fishing success. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, vol. 10, No. 1, pp. 113–118.
- Ho, Joshua (2010). The implications of Arctic sea ice decline on shipping. *Marine Policy*, vol. 34, No. 3, pp. 713–715.
- Holt, Marla M., and others (2009). Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 125, No. 1, pp. EL27–EL32.
- International Organization for Standardization (ISO) (2016). *ISO 17208-1:2016, I. Underwater Acoustics – Quantities and Procedures for Description and Measurement of Underwater Sound from Ships – Part 1: Requirements for Precision Measurements in Deep Water Used for Comparison Purposes*. Geneva.
- Jensen, Finn B., and others (2011). *Computational Ocean Acoustics*. New York: Springer.
- Jones, Ian T., and others (2020). Impulsive pile driving noise elicits alarm responses in squid (*Doryteuthis pealeii*). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 150, 110792. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110792>
- King, Stephanie L., and others (2015). An interim framework for assessing the population consequences of disturbance. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 6, No. 10, pp. 1150–1158.
- Klinck, Holger, and others (2012). Seasonal presence of cetaceans and ambient noise levels in polar waters of the North Atlantic. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 132, No. 3, EL176–EL181.
- Lee, Kevin M., and others (2012). Mitigation of low-frequency underwater anthropogenic noise using stationary encapsulated gas bubbles. In *Proceedings of Meetings on Acoustics ECUA2012*, 17: p.070011. ASA.
- Li, Aitong, and Yuan Xu (2019). The governance for offshore wind in Japan. *Energy Procedia*, vol. 158, pp. 297–301. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.01.092>.
- Løkkeborg, Svein (1991). Effects of a geophysical survey on catching success in longline fishing.
- Løkkeborg, Svein, and others (2012). Sounds from seismic air guns: gear-and species-specific effects on catch rates and fish distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 69, No. 8, pp. 1278–1291.
- Madsen, Peter T., and others (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 309, pp. 279–295.
- Maglio, Alessio, and others (2016). Overview of the noise hotspots in the ACCOBAMS area. *Final Report to the ACCOBAMS Secretariat*.
- McCauley, Robert D., and others (2017). Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 7, art. 0195.
- McDonald, Mark A., and others (2008). A 50 year comparison of ambient ocean noise near San Clemente Island: A bathymetrically complex coastal region off Southern California. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 124, No. 4, pp. 1985–1992.
- McDonald, Mark A., and others (2006). Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 120, No. 2, pp. 711–718.
- McKenna, Megan F., and others (2013). Relationship between container ship underwater noise levels and ship design, operational and oceanographic conditions. *Scientific Reports*, vol. 3, p. 1760.
- McQueen, Andrew D., and others (2020). Ecological risk assessment of underwater sounds from dredging operations. *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 16, No. 4, pp. 481–493.

- Merchant, Nathan D., and others (2012). Assessing sound exposure from shipping in coastal waters using a single hydrophone and Automatic Identification System (AIS) data. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, No. 7, pp. 1320–1329.
- Miksis-Olds, Jennifer L., and Stephen M. Nichols (2016). Is low frequency ocean sound increasing globally? *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 139, No. 1, pp. 501–11. <https://doi.org/10.1121/1.4938237>.
- Miller, James H., and others (2017). Overview of underwater acoustic and seismic measurements of the construction and operation of the Block Island Wind Farm. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 141, No. 5, p. 3993.
- Miller, Kathryn A., and others (2018). An overview of seabed mining including the current state of development, environmental impacts, and knowledge gaps. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 418.
- Miller, Patrick J.O., and others (2000). Whale songs lengthen in response to sonar. *Nature*, vol. 405, No. 6789, p. 903.
- Moretti, David, and others (2014). A risk function for behavioral disruption of Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) from mid-frequency active sonar. *PloS One*, vol. 9, No. 1, e85064.
- Mueller-Blenkle, Christina, and others (2010). Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish. National Academies (2017). *Approaches to Understanding the Cumulative Effects of Stressors on Marine Mammals*. The National Academies Press.
- National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) (2020). CetSound: Cetacean and sound mapping. <https://cetsound.noaa.gov/cetsound>.
- National Research Council (NRC) (2003). *Ocean Noise and Marine Mammals*. Washington, D.C.: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/10564>.
- Nedwell, J., and D. Howell (2004). A review of offshore windfarm related underwater noise sources. *Cowrie Report*, vol. 544, pp. 1–57.
- Nedwell, J.R., and others (2008). Modelling and measurement of underwater noise associated with the proposed Port of Southampton capital dredge and redevelopment of berths 201/202 and assessment of the disturbance to salmon. *Subacoustech Report*, 805R0444.
- Nichols, Tye A., and others (2015). Intermittent noise induces physiological stress in a coastal marine fish. *PLoS One*, vol. 10, No. 9, e0139157.
- Nieukirk, Sharon L., and others (2004). Low-frequency whale and seismic airgun sounds recorded in the mid-Atlantic Ocean. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 115, No. 4, pp. 1832–1843.
- Norro, A., and others (2011). Characterisation of the operational noise generated by offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. In *Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea. Selected Findings from the Baseline and Targeted Monitoring*, S. Degraer, Robin Brabant, and B. Rumes, eds., pp. 17–26. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit.
- Nunatsiaq News (2016). Trudeau bans future oil, gas activity in Canadian Arctic. https://nunatsiaq.com/stories/article/65674trudeau_bans_future_oil_gas_activity_in_canadian_arctic.
- Parks, Susan E., and others (2010). Individual right whales call louder in increased environmental noise. *Biology Letters*, vol. 7, No. 1, pp. 33–35.
- Paumard, Victorien, and others (2019). Imaging past depositional environments of the North West Shelf of Australia: lessons from 3D seismic data. In *Sedimentary Basins of Western Australia V: Proceedings of the Petroleum Exploration Society of Australia Symposium*, Perth, Western Australia, 2019, Myra Keep and Steven J. Moss, eds. Petroleum Exploration Society of Australia.
- Pearson, Walter H., and others (1994). Effects of seismic energy releases on the survival and development of zoeal larvae of Dungeness crab (*Cancer magister*). *Marine Environmental Research*, vol. 38, No. 2, pp. 93–113.
- Pine, Matthew K., and others (2012). Turbine sound may influence the metamorphosis behaviour of estuarine crab megalopae. *PLoS One*, vol. 7, No. 12. e51790.

- Pirotta, Enrico, and others (2018). Understanding the population consequences of disturbance. *Ecology and Evolution*, vol. 8, No. 19, pp. 9934–46. <https://doi.org/10.1002/ece3.4458>.
- Popper, Arthur N., and Anthony D. Hawkins (2019). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology*, vol. 94, No. 5, pp. 692–713.
- Prideaux, G., (2017). Technical Support Information to the CMS Family Guidelines on Environmental Impact Assessments for Marine Noise-generating Activities, Convention on Migratory Species of Wild Animals, Bonn.
- Putland, Rosalyn L., and others (2018). Vessel noise cuts down communication space for vocalizing fish and marine mammals. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 4, pp. 1708–1721.
- Reine, Kevin J., and others (2012). Characterization of underwater sounds produced by a hydraulic cutterhead dredge fracturing limestone rock. DOER Technical Notes Collection—erdctn-doer-e34. Vicksburg, Mississippi, United States: U.S. Army Engineer Research and Development Center.
- Richardson, W. John, and others (1995). *Marine Mammals and Noise*. San Diego: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057303-8.50003-3>.
- Roberts, Louise, and others (2015). Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate-borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 538, pp. 185–195.
- Robinson, Stephen P., and others (2011). Measurement of underwater noise arising from marine aggregate dredging operations.
- Rolland, Rosalind M., and others (2012). Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 279, No. 1737, pp. 2363–2368.
- Ross, Donald (1976). *Mechanics of Underwater Noise / Donald Ross*. New York: Pergamon Press.
- _____ (2005). Ship sources of ambient noise. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, vol. 30, No. 2, pp. 257–261.
- Roth, Ethan H., and others (2012). Underwater ambient noise on the Chukchi Sea continental slope from 2006–2009. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 131, No. 1, pp. 104–110.
- Roul, Soubhagya, and others (2019). Ambient noise estimation in territorial waters using AIS data. *Applied Acoustics*, vol. 148, pp. 375–380. <http://doi.org/10.1016/j.apacoust.2018.07.036>
- Rustemeier, J., and others (2011). Testing of bubble curtains to mitigate hydro sound levels at offshore construction sites (2007 to 2011). www.rave-offshore.de/files/downloads/konferenz/konferenz-2012/Session4/4.4_Grieszmann.pdf.
- Rusu, E. (2020). An evaluation of the wind energy dynamics in the Baltic Sea, past and future projections. *Renewable Energy*, vol. 160, pp. 350–362.
- Samuel, Y., and others (2005). Underwater, low-frequency noise in a coastal sea turtle habitat. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 117, No. 3, pp. 1465–1472.
- Sánchez, Rodolfo A., and Ricardo Roura (2016). Supervision of Antarctic shipborne tourism: a pending issue? In *Tourism in Antarctica: A Multidisciplinary View of New Activities Carried Out on the White Continent*, Monika Schillat and others, eds., pp. 41–63. Cham, Switzerland: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-39914-0_3.
- Sertlek, Hüseyin Özkan, and others (2019). Source specific sound mapping: spatial, temporal and spectral distribution of sound in the Dutch North Sea. *Environmental Pollution*, vol. 247, pp. 1143–1157.
- Shannon, Graeme, and others (2016). A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews*, vol. 91, No. 4, pp. 982–1005.
- Shell (2015). Shell updates on Alaska exploration. www.shell.com/media/news-and-media-releases/2015/shell-updates-on-alaska-exploration.html.
- Simpson, Stephen D., and others (2008). Settlement-stage coral reef fishes prefer the higher frequency audible component of reef noise. *Animal Behaviour*, vol. 75, pp. 1861–1868. 10.1016/j.anbehav.2007.11.004.
- Simpson, Stephen D., and others (2016a). Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. *Nature Communications*, vol. 7, p. 10544.

- Simpson, Stephen D., and others (2016b). Small-boat noise impacts natural settlement behavior of coral reef fish larvae. In *The Effects of Noise on Aquatic Life II*, pp. 1041–1048. Springer.
- Širović, Ana, and others (2013). Ocean noise in the tropical and subtropical Pacific Ocean. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 134, No. 4, pp. 2681–89. <https://doi.org/10.1121/1.4820884>.
- Širović, Ana, and others (2016). Ocean ambient sound south of Bermuda and Panama Canal traffic. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 139, No. 5, pp. 2417–2423.
- Sivle, Lise Doksæter, and others (2012). Changes in dive behavior during naval sonar exposure in killer whales, long-finned pilot whales, and sperm whales. *Frontiers in Physiology*, vol. 3, art. 400.
- Smith, Laurence C., and Scott R. Stephenson (2013). New Trans-Arctic shipping routes navigable by midcentury. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 13, pp. E1191–E1195. <https://doi.org/10.1073/pnas.1214212110>.
- Spiga, Ilaria, and others (2016). Influence of pile driving on the clearance rate of the blue mussel, *Mytilus edulis* (L.). In *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*, vol. 27: p.040005. ASA.
- Thompson, Kirsten F., and others (2018). Seabed mining and approaches to governance of the deep seabed. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 480.
- Tournadre, J. (2014). Anthropogenic pressure on the open ocean: The growth of ship traffic revealed by altimeter data analysis. *Geophysical Research Letters*, vol. 41, No.22, pp. 7924–32. <https://doi.org/10.1002/2014GL061786>.
- Tsuji, Koki, and others (2018). Change in singing behavior of humpback whales caused by shipping noise. *PloS One*, vol. 13, No. 10. e0204112.
- Turner, Stephen, and others (2006). Preliminary acoustic level measurements of airgun sources from Conoco Phillips' 2006 seismic survey in Alaskan Chukchi Sea. *JASCO Research, Victoria, British Columbia, Canada*.
- Tyack, Peter L., and others (2011). Beaked whales respond to simulated and actual navy sonar. *PloS One*, vol. 6, No. 3. e17009.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD) (2018). *Review of Maritime Transport 2018*. UNCTAD/RMT/2018.
- United States Energy Information Administration (USEIA) (2020). Maximum U.S. Active Seismic Crew Counts. www.eia.gov/dnav/pet/pet_crd_seis_s1_m.htm.
- Urosevic, M., and others (2019). Seismic Exploration of Mineral Resources in Western Australia with Distribute Acoustic Sensing, vol. 2019, No. 1, pp. 1–5. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.201902377>.
- Vettor, Roberto, and C. Guedes Soares (2015). Detection and Analysis of the Main Routes of Voluntary Observing Ships in the North Atlantic. *Journal of Navigation*, vol. 68, No. 2, pp. 397–410. <https://doi.org/10.1017/S0373463314000757>.
- Weilgart, Lindy S. (2018). The impact of ocean noise pollution on fish and invertebrates. Report for OceanCare, Switzerland. www.oceancare.org/wp-content/uploads/2017/10/OceanNoise_FishInvertebrates_May2018.pdf.
- Wenz, Gordon M. (1962). Acoustic Ambient Noise in the Ocean: Spectra and Sources. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 34, No. 12, pp. 1936–56. <https://doi.org/10.1121/1.1909155>.
- Wiggins, Sean M., and others (2016). Gulf of Mexico low-frequency ocean soundscape impacted by airguns. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 140, No. 1, pp. 176–183.
- Würsig, B., and others (2000). Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. *Marine Environmental Research*, vol. 49, No. 1, pp. 79–93.
- Xu, W., and others (2020). Proliferation of offshore wind farms in the North Sea and surrounding waters revealed by satellite image time series. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 133, p. 110167.
- Yang, Chun-Mei, and others (2018). Observation and comparison of tower vibration and underwater noise from offshore operational wind turbines in the East China Sea Bridge of Shanghai. *Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 144, No. 6, EL522.

Chapitre 21

Faits nouveaux concernant les sources d'énergie renouvelable

Constitutrices et contributeurs : Takvor Soukissian (organisateur de l'équipe de rédaction), Joan Bondareff, Valerie Cummins, Amardeep Dhanju, Carlos Garcia-Soto (coresponsable d'équipe), Lars Golmen, Osman Keh Kamara (coresponsable d'équipe), Jimmy Murphy, Eric Mwangi Njoroge, Anastasia Strati (responsable d'équipe) et Georges Vougioukalakis.

Principales observations

- Le secteur éolien en mer s'étend dans le monde entier à travers des régions qui ne disposent pas encore d'installations à l'échelle du service public (réseau). L'utilisation de plateformes flottantes est une réelle avancée qui permet à l'industrie d'ouvrir de vastes zones dans les eaux plus profondes.
- En 2019, 28,3 gigawatts (GW) de capacité installée du secteur éolien en mer ont été utilisés dans le monde, dont 22 GW au large de l'Europe, principalement en mer du Nord, 5,9 GW au large de la Chine et 0,4 GW sur d'autres marchés.
- Au cours de la prochaine décennie, l'Asie et les États-Unis d'Amérique pourraient être des moteurs de croissance majeurs pour le développement et l'installation de l'énergie éolienne en mer.
- Les projets d'énergie houlomotrice et d'énergie marine n'ont pas encore atteint leur pleine commercialisation à l'échelle des services publics, et les projets d'énergie marémotrice sont encore rares.
- Les progrès réalisés dans le domaine du stockage de l'énergie pourraient apporter une contribution importante au développement de l'énergie éolienne en mer et d'autres technologies d'énergies marines renouvelables (EMR).
- Le choix d'un site approprié pour les projets d'EMR pourrait limiter les conflits avec d'autres utilisations des océans et les impacts potentiels sur l'environnement marin.

1. Introduction

Ce chapitre présente les progrès réalisés ces dernières années en matière de connaissances et de capacités pour les différents types d'énergies marines renouvelables (EMR) au niveau mondial. Aux fins du présent chapitre, les EMR en tant que catégorie comprennent l'énergie éolienne en mer, l'énergie marémotrice et marine, l'énergie houlomotrice, l'énergie thermique des océans, l'énergie osmotique, l'énergie de la biomasse marine et l'énergie solaire et géothermique en mer. Ce chapitre renvoie aux chapitres 6F, 8A, 9, 19, 20, 26, 27 et 28 de la présente Évaluation.

1.1. Les changements climatiques et le défi de l'énergie propre

L'utilisation de l'énergie des combustibles fossiles représente une grande partie des émissions mondiales de gaz à effet de serre d'origine anthropique. En 2019, la consommation mondiale d'énergie a augmenté de 0,6 %¹, alors que les émissions totales de dioxyde de

carbone (CO₂) liées à l'énergie ont diminué de 3,2 % [Agence internationale de l'énergie (AIE), 2020]. Cependant, la moyenne mondiale de CO₂ atmosphérique était de 409,8 parties par million, soit le niveau le plus élevé depuis 800 000 ans (Dlugokencky et Tans, 2020), alors que la température moyenne mondiale était d'environ 1,1 °C, avec une erreur-type de 0,1 °C, au-dessus des niveaux préindustriels [Organisation météorologique mondiale (OMM), 2020].

Compte tenu de l'état actuel des émissions de gaz à effet de serre, il est très probable que les seuils de température convenus de 1,5 °C ou 2 °C au-dessus des niveaux préindustriels soient dépassés. Comme le souligne le rapport spécial du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat intitulé *Global Warming of 1.5 °C* (Un réchauffement planétaire de 1,5 °C) (2018), pour que le réchauffement planétaire ne dépasse pas 1,5 °C, les émissions anthropiques nettes de CO₂ devraient diminuer d'environ 45 % par rapport

¹ Enerdata, « Consumption », Annuaire statistique mondial de l'énergie 2020. Disponible à l'adresse <https://yearbook.enerdata.net/total-energy/world-consumption-statistics.html>.

aux niveaux de 2010 d'ici à 2030 pour atteindre un niveau « zéro net » à l'horizon 2050. Cela signifie que toute émission restante devrait être compensée par l'élimination du CO₂ dans l'atmosphère. La réduction des émissions de gaz à effet de serre est donc une étape importante vers l'atténuation des changements climatiques. Pour avancer dans cette direction, de nombreux États prennent des mesures

visant à renforcer le développement des sources d'énergie renouvelables telles que les EMR afin d'atteindre les objectifs nationaux en matière d'énergie propre et de changements climatiques. Les EMR sont également liées à l'objectif de développement durable n° 7, dans lequel une énergie propre et abordable est reconnue comme un moteur essentiel du développement².

2. Situation des énergies marines renouvelables au niveau mondial

2.1. Progrès accomplis en matière de connaissances et de capacités entre 2010 et 2020

L'océan a le potentiel pour être une source majeure d'énergie renouvelable. Outre l'atténuation des changements climatiques, les EMR peuvent contribuer au développement socioéconomique, à la sécurité énergétique et à l'accès à l'énergie dans les régions côtières éloignées (Edenhofer et al., 2011). En 2019, la capacité éolienne en mer installée dans le monde a augmenté de 4,7 GW, soit une hausse de 19,8 % par rapport à 2018, pour atteindre un total de 28,3 GW. La capacité mondiale des autres types d'EMR a atteint 531 mégawatts (MW), dont 90 % proviennent de deux barrages marémoteurs en France et en République de Corée [Agence internationale pour les énergies renouvelables (IRENA), 2020a].

Les différents types de technologies d'EMR évoluent et se développent à des vitesses différentes : la technologie de l'éolien en mer à fond fixe est mature et techniquement avancée, la technologie de l'éolien en mer flottant est sur le point d'être commercialisée et les convertisseurs d'énergie marémotrice ont atteint le stade commercial, tandis que d'autres technologies d'EMR sont actuellement au

stade de développement³. Les marchés émergents de l'éolien en mer comprennent l'Inde, le Japon, la République de Corée et les États-Unis⁴. La capacité nominale des éoliennes a considérablement augmenté, et des turbines d'une capacité allant jusqu'à 12 MW devraient être mises sur le marché en 2021⁵.

2.2. Avancées régionales

2.2.1. Énergie éolienne en mer

Le potentiel technique mondial de l'énergie éolienne en mer est estimé par l'AIE (en collaboration avec l'Imperial College London) à plus de 120 000 GW (AIE, 2019). L'Europe, avec une capacité cumulée de 21,98 GW en 2019, domine le secteur. Les principaux pays développant l'énergie éolienne en mer sont le Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord (1,7 GW installé en 2019 et 9,9 GW au total), l'Allemagne (1,1 GW installé en 2019 et 7,5 GW au total) et la Chine (1,3 GW installé en 2019 et 5,9 GW au total) (IRENA, 2020a).

Le secteur a connu une croissance importante. Le plus grand parc éolien en mer du monde, le projet Hornsea One au Royaume-Uni, a été achevé en 2020 avec une capacité installée de 1,2 GW. En 2019, le prototype Haliade-X de 12 MW développé par le fabricant américain

² Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

³ Voir Commission européenne, « New technologies in the ocean energy sector », 29 octobre 2018.

⁴ Voir Global Wind Energy Council, « The growth of the global offshore wind market will be driven by Asia », 23 septembre 2019.

⁵ Voir GE, « GE Renewable Energy unveils the first Haliade-X 12 MW, the world's most powerful offshore wind turbine », 22 juillet 2019.

d'éoliennes GE est devenu la plus grande éolienne jamais construite. Alors que la taille des éoliennes et des parcs éoliens en mer continue d'augmenter, les préoccupations concernant les impacts environnementaux potentiels, les

répercussions sur la pêche et les questions liées à l'utilisation humaine des zones à proximité ou à l'intérieur des parcs éoliens sont de plus en plus vives.

Premier parc éolien commercial au monde comprenant des éoliennes flottantes



Photographe : Øyvind Gravås/Woldcam; image fournie par Equinor.

L'énergie éolienne en mer témoigne de la viabilité, tant technique qu'économique, des projets d'utilité publique dans différents environnements marins. Le coût moyen actualisé de l'énergie pondéré au niveau mondial (CMAE)⁶ pour les projets à l'échelle des services publics a diminué de 28,6 % depuis 2010, ce qui a favorisé son installation dans le monde entier (IRENA, 2020b). En outre, le secteur estime que des valeurs CMAE de l'ordre de 50 €/MWh sont réalisables d'ici à 2030⁷. Les principaux facteurs de réduction des coûts résident dans l'utilisation de turbines plus grandes et plus efficaces dans les grands projets de parcs

éoliens en mer, la réduction du coût en capital du financement des projets et la certitude d'avoir une longue réserve de projets, ce qui a permis à la chaîne d'approvisionnement d'investir et d'innover. Les plateformes fixes sont viables pour des profondeurs d'eau allant jusqu'à 60 m, mais le secteur prévoit également d'opérer dans des eaux plus profondes en utilisant des plateformes flottantes au cours de la prochaine décennie. De nombreux pays côtiers du monde entier considèrent l'énergie éolienne flottante comme un futur contributeur majeur à la réalisation des objectifs de production d'énergie renouvelable. Le

⁶ Le coût moyen actualisé de l'énergie est la valeur actuelle du prix minimum moyen de l'énergie électrique produite nécessaire pour compenser le coût total de sa production (construction, exploitation et maintenance, et coûts du combustible). Il est actualisé sur la durée de vie d'une centrale électrique.

⁷ Voir également Kerry Chamberlain, « Offshore wind opex set to fall 40% by 2030 as suppliers dig deep », Reuters Events, 25 octobre 2017.

premier parc éolien en mer flottant à échelle industrielle au monde a été mis en service en 2017 (au large de Peterhead, en Écosse, au Royaume-Uni) grâce au concept Hywind développé par la société norvégienne Equinor (Musial et al., 2019; voir figure ci-dessus). Cela marque une étape importante pour l'industrie éolienne en mer dans le développement de projets en eaux plus profondes et plus éloignées de la côte.

Le succès de l'énergie éolienne en mer, qui a permis de réduire les coûts d'installation et de production, associé au savoir-faire existant dans le domaine de l'énergie éolienne terrestre, a fait de l'éolien en mer la technologie de pointe en matière d'EMR.

2.2.2. Énergie marémotrice et marine

La capacité mondiale d'énergie marémotrice (association de l'amplitude théorique des marées et de la ressource des courants) est estimée à 3 térawatts (TW) (Lewis et al., 2011; Scottish Enterprise, 2018), tandis que le potentiel mondial des courants océaniques est estimé à 450 GW⁸. L'énergie des courants des marées nécessite des vitesses d'écoulement supérieures à 2 m/s pour être exploitable (Encarnacion et al., 2019). L'effet d'entonnoir des baies, estuaires et bras de mer peut fournir une ressource énergétique marémotrice ou actuelle viable. Des sites tels que la baie de Fundy au Canada, le détroit de Cook en Nouvelle-Zélande et le Pentland Firth en Écosse sont connus pour leur potentiel important et ont été ciblés pour le développement de ladite énergie. Les premières entreprises commerciales, telles que la centrale marémotrice de 240 MW de La Rance en France et la centrale marémotrice de 254 MW du lac Sihwa en République de Corée, ont exploité l'énergie marémotrice par endiguement grâce à la construction de barrages.

Bien que divers projets liés aux marées aient été proposés, en particulier sur la côte ouest

du Royaume-Uni, les progrès en matière de construction ont été lents, principalement en raison des barrages à marée pouvant affecter les écosystèmes et la qualité de l'eau (Kadiri et al., 2012). Les dépenses d'investissement très élevées sont également dissuasives. L'industrie de l'énergie marémotrice s'est donc principalement concentrée sur l'extraction de l'énergie des courants de marées rapides à l'aide de turbines marémotrices à axe horizontal, qui sont passées du lancement de prototypes uniques à des réseaux à petite échelle (Encarnacion et al., 2019). Le programme de surveillance environnementale mis en œuvre pour le lancement du premier générateur de courant de marée commercial à grande échelle (SeaGen) est devenu la feuille de route pour les futurs projets de marée (Savidge et al., 2014). Le premier réseau d'énergie marémotrice connecté au réseau, avec trois turbines de 100 kW, fonctionne avec succès dans les îles Shetland depuis 2016⁹. Le projet MeyGen, également en Écosse, est le plus grand réseau d'énergie marémotrice actuellement utilisé, avec 6 MW¹⁰. Cependant, depuis 2016, l'industrie est largement au point mort, en particulier au Royaume-Uni. En outre, l'effondrement très médiatisé d'OpenHydro a suscité une publicité négative importante pour l'industrie¹¹. En 2020, l'énergie marémotrice n'a pas encore fait un bond significatif vers l'installation de projets à l'échelle des services publics.

2.2.3. Énergie houlomotrice

La ressource théorique mondiale en énergie houlomotrice est estimée à 2,11 TW, et les sites dont la valeur est d'environ 30 kW/m (voire moins) sont généralement considérés comme commercialement viables pour l'extraction de l'énergie houlomotrice, selon la technologie (Sandberg et al., 2016). Les endroits qui disposent de la plus grande ressource en énergie houlomotrice se situent entre les latitudes 40° et 60° (Gunn et Stock-Williams, 2012). Par exemple, les sites d'énergie houlomotrice au

⁸ Voir Ocean Energy Council, « Ocean Current Energy ». Disponible à l'adresse www.oceanenergycouncil.com/ocean-energy/ocean-current-energy.

⁹ Voir Yasmin Ali, « World's first grid connected baseload tidal power station », Microgrid Knowledge, 27 novembre 2018.

¹⁰ Voir Simec Atlantis Energy, « MeyGen ».

¹¹ Voir Offshore Energy, « OpenHydro another casualty of innovation 'valley of death', EMEC says », 27 juillet 2018.

large des côtes irlandaises présentent des niveaux de densité de puissance annuelle moyenne de plus de 80 kW/m.

En 2019, le secteur n'était pas encore proche de la commercialisation, mais des progrès avaient été réalisés dans l'évaluation des difficultés liées à l'extraction de l'énergie houlomotrice à un coût raisonnable. Les défis majeurs sont l'environnement hostile dans lequel les convertisseurs d'énergie houlomotrice produisent de l'énergie et la nécessité de concevoir des technologies qui peuvent fonctionner de manière fiable pendant toute la durée de vie d'un projet commercial. Un grand nombre de concepts et de dispositifs différents de conversion de l'énergie houlomotrice sont en cours de développement, mais cette variété a entraîné un manque de convergence et d'orientation générale au sein du secteur. Cependant, depuis 2015, plusieurs convertisseurs d'énergie houlomotrice à grande échelle ont été lancés par des développeurs tels que Wello Oy¹² et SeaBased¹³, et un dispositif de conversion de l'énergie des vagues développé par Ocean Energy sera lancé à Hawaii¹⁴.

2.2.4. Salinité et énergie du gradient thermique

L'énergie des gradients de salinité dépend des différences de salinité des masses d'eau de mer et est obtenue lorsque l'eau douce et l'eau salée sont mélangées. Les estimations des ressources théoriques disponibles au niveau mondial varient entre 647 GW et 1 183 GW (IRENA, 2014; Alvarez-Silva et al., 2016). L'osmose à pression retardée et l'électrodialyse inverse sont les technologies les plus prometteuses à ce jour (Schaetzle et Buisman, 2015). La technologie de l'osmose à pression retardée a été utilisée pour la première fois en 2009 en Norvège (Chae et Kim, 2018), tandis que la technologie de l'électrodialyse inverse a été utilisée

pour la première fois en 2014 dans une usine pilote du sud de l'Italie (Tedesco et al., 2017).

L'énergie du gradient thermique peut être exploitée à partir des différences de température entre différentes masses d'eau de mer à différentes profondeurs (Rau et Baird, 2018). Les estimations du potentiel théorique de conversion de l'énergie thermique des océans (CETO) vont de 1 à 3 TW, ou jusqu'à 7 TW si l'on inclut le dessalement (Scottish Enterprise, 2018). Le différentiel de température minimum requis entre les masses d'eau de mer est de l'ordre de 20 °C, ce qui se produit dans les zones s'étendant entre les latitudes 30° nord et 30° sud (Breeze, 2019). Les pays les plus actifs dans le secteur de la conversion de l'énergie thermique des océans sont la Chine, la France, le Japon, la Malaisie, les Pays-Bas, Oman, les Philippines, la République de Corée et les États-Unis (Edenhofer et al., 2011; Lewis et al., 2011). Plusieurs projets de conversion de l'énergie thermique des océans sont en cours de développement ou déjà opérationnels, notamment une installation terrestre de 100 kW à Kailua-Kona, Hawaï, États-Unis, qui a été raccordée au réseau en 2015 (Patel, 2015), un prototype terrestre installé en 2012 à la Réunion, France¹⁵, et une centrale de 250 kW fonctionnant sur l'île de Kumejima, Japon, depuis 2013¹⁶. Les eaux profondes riches en nutriments peuvent également être utilisées pour améliorer la mariculture et l'agriculture sur terre, créant ainsi des revenus supplémentaires importants. La conversion de l'énergie thermique des océans et l'énergie des vagues et des courants marins sont des sources d'énergie au potentiel important pour le continent africain.

2.2.5. Énergie de la biomasse marine

L'énergie de la biomasse marine implique l'utilisation d'algues marines et d'autres matières organiques viables pour la production

¹² Voir <https://wello.eu>.

¹³ Voir <https://seabased.com/projects>.

¹⁴ Voir Association of Energy Engineers, Hawaii Chapter, Blog Archives, « Navy's wave energy test site: Ocean energy deployment », 27 février 2020. Disponible à l'adresse https://aeehawaii.org/blog//wave_article.

¹⁵ Voir Ocean Energy Europe, « OTEC ».

¹⁶ Voir OTEC Okinawa, Renewable Energy for the Future, « Related projects ». Disponible à l'adresse <http://otecokinawa.com/en/Project/index.html>.

de biocarburants. L'utilisation de la biomasse marine pourrait contourner bon nombre des contraintes liées à la production d'énergie à partir de la biomasse terrestre, notamment la concurrence avec les cultures vivrières pour les terres agricoles et l'utilisation d'engrais et de pesticides à forte intensité énergétique dans l'agriculture. L'intérêt pour l'énergie de la biomasse est également motivé par la productivité élevée des écosystèmes marins par rapport aux écosystèmes terrestres (Sheehan et al., 1998; Perlack et al., 2005) et par la polyvalence de la biomasse marine, qui peut s'adapter à une large gamme de conditions de salinité et d'intensité lumineuse.

Le cycle de production des biocarburants marins comporte deux volets : la culture continue de la biomasse marine à une échelle suffisamment grande pour alimenter le cycle de production des biocarburants, et la conversion de la biomasse marine en biocarburants. Le varech géant est considéré comme l'un des organismes les plus prolifiques sur Terre, avec des taux de croissance allant jusqu'à 60 cm par jour¹⁷. Des activités sont actuellement menées au large de la côte Pacifique des États-Unis pour développer un système de culture en pleine mer de varech géant, qui peut ensuite être converti en biobrut (Buck, 2019). Même si la biomasse marine reste une source d'énergie prometteuse, la production de biocarburants dérivés de cette biomasse n'a pas encore été portée à l'échelle industrielle. En outre, il convient de poursuivre les recherches sur le calcul de l'intensité en carbone des biocarburants marins, en tenant compte, entre autres, de l'absorption du CO₂ par la photosynthèse dans le système de culture et les émissions correspondantes lors de la combustion des biocarburants.

2.2.6. Nouvelles sources d'énergie marine renouvelable

Les sources émergentes d'EMR comprennent l'énergie solaire en mer et l'énergie géothermique

des fonds marins. L'énergie solaire en mer est à un stade initial de développement, mais elle a un potentiel commercial important (Wang et al., 2019). La géothermie des fonds marins, contrairement à la technologie de production d'électricité géothermique terrestre, en est encore au stade de la conception (Shnell, 2009; Shnell et al., 2015; Pedomallu et al., 2018).

L'énergie solaire en mer est obtenue à partir de systèmes solaires flottants conçus pour résister aux conditions environnementales difficiles en mer¹⁸. Étant donné que l'environnement marin permet de profiter pleinement du rayonnement solaire pendant la journée, il semble être une alternative idéale pour l'industrie solaire. Bien que les systèmes solaires en mer soient plus chers à installer que les systèmes terrestres, ils sont généralement plus efficaces, les panneaux étant en contact direct avec l'eau de mer, ce qui réduit les pertes thermiques et abaisse la température du panneau (Trapani et Redón Santafé, 2015; Sahu et al., 2016; Ranjbaran et al., 2019; Spencer et al., 2019). La première ferme solaire flottante pour le milieu marin a été installée en 2014 aux Maldives¹⁹. Le Japon, les Pays-Bas, Singapour et les Émirats arabes unis sont intéressés par le développement de parcs solaires en mer. Des parcs solaires flottants dans les masses d'eau intérieures sont déjà en activité, ou sont en cours de développement ou d'étude, dans de nombreux autres pays, notamment en Australie, au Brésil, en Chine, en Inde, au Japon et en République de Corée (Groupe de la Banque mondiale et al., 2019).

L'utilisation de l'énergie géothermique est actuellement limitée aux zones terrestres qui abritent des ressources géothermiques (Tester et al., 2006; Saibi et al., 2013). Cependant, de vastes quantités de ressources géothermiques à l'état supercritique (fluides à très haute température et pression) peuvent être trouvées dans le fond des océans, par exemple dans les crêtes volcaniques du milieu de l'océan (Hiriart et Hernandez, 2010). Les avantages de l'énergie géothermique en mer comprennent l'utilisation

¹⁷ Voir Oceana, « Giant kelp ».

¹⁸ Voir Kosatka.Media, « High-wave offshore panels soon a reality », 22 juillet 2019.

¹⁹ Voir Swimsol, « Recent Swimsol solar energy projects ». Disponible à l'adresse <https://swimsol.com/solar-projects-offshore-solarsea-and-rooftop>.

de l'eau de mer comme fluide géothermique illimité et, en raison de sa température froide, comme condenseur illimité pour le système d'échangeur de chaleur (Banerjee et al., 2018). Les centrales géothermiques en mer ne nécessitent aucun espace terrestre ni aucune extension du champ énergétique et, par rapport aux centrales terrestres, elles ont un potentiel de développement supplémentaire, bien qu'elles ne soient pas rentables dans le cadre financier actuel (Karason et al., 2013).

Les initiatives actuelles, telles que le projet Marsili en Italie et le projet de cheminées hydrothermales dans le golfe de Californie, produisent de l'électricité en utilisant la vapeur d'un volcan sous-marin et des cheminées hydrothermales, respectivement. D'autres sites d'exploration géothermique en mer potentiels ont été trouvés en Islande et en Indonésie (Karason et al., 2013; Prabowo et al., 2017). Aux Pays-Bas, l'Exploration Working Programme for Ultra-Deep Geothermal Heat étudie la viabilité des projets géothermiques en mer afin d'évaluer les investissements futurs (Heijnen et al., 2019).

3. Impacts environnementaux potentiels du développement d'énergies renouvelables marines

La production d'électricité obtenue à partir d'EMR peut contribuer à la réduction des émissions de gaz à effet de serre, de la pollution de l'eau, des particules et des déchets, ainsi qu'à l'atténuation des changements climatiques. Cependant, étant donné que toute intervention humaine dans le milieu marin a des impacts inévitables sur les systèmes biotiques et abiotiques environnants, il est essentiel d'atténuer ou d'éviter les incidences négatives potentielles et d'augmenter les effets bénéfiques potentiels, et les évaluations de l'impact environnemental font partie intégrante de l'évaluation de ces impacts (Mendoza et al., 2019). L'ampleur et l'étendue temporelle des impacts environnementaux dépendent de la taille et de l'échelle du projet, de son emplacement et du type de technologie EMR utilisée; par exemple, des études de simulation ont montré que de petits réseaux de convertisseurs d'énergie des vagues ont des effets moindres sur l'environnement physique. Une façon pratique d'évaluer l'impact environnemental d'une installation d'EMR consiste à examiner les interactions entre les facteurs de stress environnementaux introduits par l'installation (par ex., le risque de collision ou le bruit sous-marin) et les récepteurs (c'est-à-dire les éléments de l'écosystème, tels que les oiseaux de mer ou les mammifères marins). Les récepteurs abordés

ci-après sont les habitats benthiques et pélagiques, les poissons et la pêche, les oiseaux marins et les chauves-souris, les mammifères marins et le système océanographique et la morphologie côtière.

Le fait que les projets d'éoliennes en mer soient en activité depuis 1991 a permis d'acquérir de l'expérience sur leurs effets sur l'environnement. Par exemple, un vaste programme de surveillance environnementale a été lancé dans la partie belge de la mer du Nord en 2008, lorsque les premières éoliennes en mer ont été mises en service, et des rapports décrivant leurs impacts environnementaux ont été publiés chaque année, jusqu'en 2019²⁰. Cependant, les impacts des autres dispositifs d'EMR n'ont pas été étudiés en détail, en raison de la rareté des convertisseurs d'énergie houlomotrice et des turbines à marée et à courant océanique en fonctionnement; par conséquent, il existe peu de données de base et de données post-installation concernant ces dispositifs (Copping et Hemery, 2020). Des études sur les impacts environnementaux des installations des EMR sont disponibles dans Bray et al., 2016; Willstead et al., 2017; Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM), 2019; et Copping et Hemery, 2020.

²⁰ Voir Kelle Morau, « Les parcs éoliens offshore et l'écosystème marin : 10 ans de surveillance », Institut royal des sciences naturelles de Belgique, 15 juin 2020.

3.1. Habitats benthiques et pélagiques

L'infrastructure sous-marine des installations d'EMR, y compris les fondations et les ancrages, les systèmes d'amarrage et les câbles, peut affecter les habitats benthiques (par ex., les récifs, les formations coralligènes et les prairies sous-marines) et pélagiques en provoquant des changements dans leur fonction et leurs caractéristiques. Ces changements résultent de dommages (par ex., lors de l'installation de câbles ou de l'affouillement autour de l'appareil et des fondations d'amarrage) et de la création d'habitats (par des effets de récifs artificiels et de réserves ainsi que par l'encrassement biologique) (Copping et Hemery, 2020). En raison de l'introduction d'un substrat dur, l'infrastructure installée joue un rôle important dans la création de nouveaux habitats (remplacement des habitats précédents ou restauration des habitats endommagés), qui peuvent également attirer de nouvelles espèces sur un site; cette question doit être examinée dans le cadre des objectifs de gestion spécifiques pour une installation donnée. D'autres effets indirects sont décrits dans Copping et Hemery (2020).

Bien que des recherches supplémentaires soient certainement nécessaires, des récifs artificiels bien conçus peuvent avoir des effets bénéfiques sur l'environnement marin. Les fondations des éoliennes peuvent être utilisées comme récifs artificiels, améliorer la connectivité entre les zones marines protégées et permettre une aquaculture durable (Bishop et al., 2017; Boero et al., 2017; Roa-Ureta et al., 2019; Glarou et al., 2020). En outre, les avantages environnementaux attendus de l'absence de suppression complète d'un parc éolien en mer lorsqu'il est mis hors service sont importants, car les sous-structures restantes peuvent conduire à une amélioration de la biodiversité, fournir des habitats récifaux et offrir une protection contre la pêche au chalut de fond (Topham et al., 2019).

Des recherches beaucoup plus approfondies sont nécessaires concernant les interactions de l'énergie solaire flottante et de l'énergie géothermique des fonds marins avec les habitats

aquatiques. Les panneaux solaires flottants, qui sont sujets à l'encrassement biologique, peuvent avoir des effets environnementaux sur les espèces qui dépendent du rayonnement solaire (notamment les coraux, les herbiers marins et les forêts de varech) et provoquer des changements dans la biodiversité (Sahu et al., 2016; Pimentel Da Silva et Branco, 2018). Les changements dans les concentrations de fluides résultant de l'utilisation de l'énergie géothermique du fond des océans peuvent avoir des impacts environnementaux à grande échelle, tels que la perte et la dégradation de l'habitat (Pendamallu et al., 2018).

3.2. Le poisson et la pêche

L'infrastructure sous-marine des installations d'EMR peut présenter un risque de collision pour les poissons. Ce risque est variable et dépend, entre autres, de l'abondance des poissons, de la vitesse de l'eau et de la fréquence de rotation des turbines. Cependant, on ignore encore s'il y a eu des collisions réelles de poissons avec des turbines sous-marines, et de tels événements seraient difficiles à observer. Par conséquent, les conséquences des collisions, telles que les blessures ou la mort, sont inconnues, et des recherches supplémentaires sur les effets sublétaux et sans contact sont nécessaires (Copping et Hemery, 2020). En outre, on manque d'informations pertinentes sur le comportement des poissons par rapport aux structures sous-marines d'EMR. Les grands animaux marins sont susceptibles d'être confrontés à des problèmes d'enchevêtrement (Taormina et al. 2018).

Les câbles de transmission sous-marins reliant les projets d'EMR aux sous-stations électriques terrestres induisent des champs électromagnétiques. Les organismes susceptibles d'être affectés par ces champs sont ceux qui possèdent des électro-récepteurs spécifiques pour l'orientation, l'accouplement, la navigation et la chasse, tels que les élaémobranches, les mammifères marins et les invertébrés. Les facteurs qui déterminent la vulnérabilité potentielle des organismes marins aux champs électromagnétiques sont les suivants : a) le volume ou la taille du courant électrique transporté par le câble; b) la conception du câble;

c) la distance des organismes marins par rapport au câble électrique (Snyder et al., 2019). Il est évident que des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre si les champs électromagnétiques sont nocifs pour les quelques espèces qui peuvent les détecter. Dans Copping et Hemery (2020), il est indiqué que des preuves préliminaires révèlent que le risque de champs électromagnétiques provenant d'un petit nombre d'appareils d'EMR pourrait être éliminé.

Enfin, des recherches supplémentaires sont nécessaires concernant les interactions environnementales potentielles des EMR avec la pêche, en sachant que certains grands marchés d'éoliennes en mer, comme le Danemark et le Royaume-Uni, autorisent la pêche commerciale dans les parcs éoliens en mer. Dans le contexte de l'exploitation énergétique de la biomasse marine, les impacts potentiels sur les pêcheries et les dangers pour les espèces protégées doivent être pris en compte pour toute production à grande échelle de macroalgues (Langton et al., 2019).

3.3. Oiseaux marins et chauves-souris

Les oiseaux sont considérés comme étant menacés par le développement des EMR. La présence physique des parcs éoliens en mer peut constituer une menace pour les oiseaux de mer, tant au niveau individuel que collectif, tandis que l'ampleur de l'impact est déterminée par de nombreux facteurs, notamment les espèces d'oiseaux, les caractéristiques et conditions du site et les variations saisonnières. Les effets les plus importants sont les collisions d'oiseaux, tant mortelles que sublétales, les effets de barrière en ce qui concerne le mouvement (principalement le déplacement des sites d'alimentation), l'évitement, l'attraction et la perte d'habitat. Dierschke et al. (2016) notent que l'ampleur du déplacement des oiseaux de mer ou de leur attraction vers les parcs éoliens en mer est incertaine. Plus précisément, une étude analytique de 20 parcs éoliens en mer dans les mers européennes a révélé que les réactions comportementales des oiseaux de mer étaient variées, allant d'un fort évitement à une

forte attraction. D'autre part, de nombreuses espèces ont montré peu de réactions comportementales, tandis que certaines espèces ont utilisé les structures des parcs éoliens en mer comme perchoirs. L'augmentation de la disponibilité alimentaire résultant de l'effet des récifs artificiels semble avoir une influence importante sur plusieurs espèces. Il est également démontré que les oiseaux à gros corps évitent les éoliennes en mer (Fox et Petersen, 2019). Néanmoins, des campagnes de surveillance à long terme sont nécessaires pour combler les lacunes dans la compréhension du comportement des oiseaux, y compris des oiseaux de mer, autour des éoliennes et pour fournir des estimations fiables du nombre de collisions d'oiseaux avec ces dernières. Une implantation correcte et l'arrêt des turbines à la demande peuvent réduire la mortalité des oiseaux pendant l'exploitation des parcs éoliens en mer (Marques et al., 2014; Best et Halpin, 2019).

En raison du nombre limité d'études relatives aux interactions directes des oiseaux de mer plongeurs avec les turbines de marée, il n'existe pas de preuves montrant que de telles interactions se produiront ou que les turbines de marée nuiront à des oiseaux de mer individuels ou à des populations. Les dernières informations publiées sur les effets du développement des EMR sur les oiseaux de mer sont présentées dans Copping et Hemery (2020), tandis que des recommandations sont fournies dans Isaksson et al. (2020).

Enfin, les impacts potentiels des parcs éoliens en mer sur les chauves-souris sont mal connus. Comme des chauves-souris ont été observées en mer, on peut donc s'attendre à des impacts similaires à ceux des parcs éoliens terrestres (Arnett et al., 2016).

3.4. Mammifères marins

Bien que des collisions de mammifères marins avec des parties mobiles de dispositifs d'EMR (comme les pales d'une turbine à marée) n'aient pas été observées, la possibilité de telles collisions et leurs conséquences, qui sont encore inconnues, restent un domaine de recherche actif. L'enchevêtrement des mammifères marins dans les amarres, les câbles

et les ancrés est un autre sujet d'investigation nouveau. Le risque de blessure et de mortalité des mammifères marins causé par l'enchevêtrement est considéré comme faible pour les dispositifs individuels; cependant, une combinaison des résultats de la modélisation et des observations sur le terrain permettra d'améliorer l'évaluation de ce risque. Les lacunes et les incertitudes en matière de connaissances portent notamment sur l'échelle du risque de collision d'une simple turbine à des réseaux, et sur la traduction du risque de collision individuel en risque au niveau de la population (Copping et Hemery, 2020).

Il est peu probable que le bruit sous-marin émis par les dispositifs d'EMR opérationnels cause des dommages acoustiques aux animaux marins et qu'il entraîne des changements de comportement. D'autre part, le bruit sous-marin généré pendant la phase de construction d'une installation d'EMR peut avoir des impacts importants. Par exemple, le bruit sous-marin généré lors des opérations de battage de pieux (pour les parcs éoliens en mer à fond fixe) peut masquer les sons d'écholocation utilisés par certains mammifères marins pour la navigation, la chasse et la communication, et peut potentiellement altérer l'audition des poissons et des mammifères. Ces problèmes peuvent être résolus par des restrictions sur les activités de battage de pieux pendant, par exemple, la migration des mammifères marins ou par des mesures d'atténuation du bruit (Koschinski et Lüdemann, 2013). À cet égard, la technologie des éoliennes flottantes et les fondations de parcs éoliens en mer à fond fixe qui ne nécessitent pas de pieux, telles que les fondations par gravité et les godets à suction, se rapprochent des fondations sur pieux à fond fixe. Parmi les autres sources de bruit

sous-marin figurent l'augmentation du trafic maritime pendant les activités de construction et de démantèlement, la rotation de la turbine elle-même, le déplacement de fluide par les pales de la turbine, et des opérations telles que les explosions sous-marines, le déversement de roches et le dragage.

3.5. Système océanographique et morphologie côtière

Le développement des EMR dans les réseaux à grande échelle a le potentiel de modifier les processus physiques entraînés par les vagues, les courants et les marées. Sur la base des résultats de simulations de modèles numériques, on observe des changements dans la circulation de l'eau, la hauteur des vagues, la vitesse du courant, la salinité, le transport des sédiments et la qualité de l'eau à l'intérieur et autour de la zone des installations d'EMR. Jusqu'en 2020, il y a eu peu d'études de terrain et de laboratoire pour quantifier les impacts des dispositifs d'EMR. L'altération des caractéristiques hydrographiques et la présence physique d'installations d'EMR à grande échelle, en particulier lorsqu'elles sont situées près du littoral, peuvent également affecter les zones côtières voisines, notamment en augmentant le risque d'inondation (Cazenave et al., 2016; Soukissian et al., 2017).

En conclusion, il est nécessaire de limiter le plus possible les impacts environnementaux tout en assurant une production d'énergie à un coût compétitif pour que les projets d'EMR soient lancés avec succès. Dans ce contexte, des données plus réelles et des études coordonnées sont nécessaires pour obtenir une image complète des impacts environnementaux des différents types de dispositifs d'EMR.

4. Avantages et impacts socioéconomiques du déploiement des énergies marines renouvelables

4.1. Avantages socioéconomiques

Les EMR ont le potentiel de stimuler le développement économique régional et local en donnant accès à une énergie fiable dans les zones

côtières et dans les îles et États insulaires non interconnectés (Kuang et al., 2016). Leur présence dans le bouquet énergétique peut réduire la vulnérabilité à la volatilité des prix de l'énergie et aux fluctuations de la disponibilité.

4.1.1. Création de nouveaux emplois

Le développement des EMR peut offrir des opportunités économiques et des emplois dans les zones côtières (Hoegh-Guldberg et al., 2019). Le programme Ocean Energy Systems²¹ a fixé un objectif mondial de 300 GW pour les EMR d'ici 2050, à l'exclusion de l'éolien en mer, ce qui pourrait permettre d'économiser jusqu'à 5,2 milliards de tonnes de CO₂ d'ici cette année-là et de créer 680 000 emplois directs (Huckerby et al., 2016).

En 2018, les secteurs de l'énergie éolienne terrestre et en mer employaient 1,16 million de personnes (REN21, 2019). En 2019, le secteur mondial de l'éolien en mer a reçu des investissements de 29,9 milliards de dollars, dont la Chine a reçu la plus grande part (14 milliards de dollars) (Ecole de Francfort et Centre du PNUE/BloombergNEF, 2020). Les parcs éoliens en mer sont plus exigeants en main-d'œuvre que les parcs éoliens terrestres, ce qui peut entraîner la revitalisation économique des communautés côtières (IRENA, 2019).

4.1.2. Synergies avec d'autres secteurs marins

L'aquaculture et les EMR pourraient être des secteurs synergiques. Les sites aquacoles sont principalement situés dans des zones à faible consommation énergétique; ainsi, une installation d'EMR pourrait fournir un environnement idéal pour le développement de l'aquaculture sous son vent. En outre, la colocalisation multifonctionnelle de ces deux secteurs (avec le partage de la même infrastructure, par exemple) peut être facilitée par l'aménagement de l'espace marin (voir chap. 26), ainsi que des progrès techniques dans la conception de cages à poissons plus robustes, des développements technologiques en matière d'automatisation, des avancées dans les systèmes d'amarrage et le partage des bénéfices (où les réseaux d'EMR offrent un abri aux piscicultures).

En outre, les plateformes pétrolières et gazières abandonnées peuvent être converties en unités de production et de stockage qui transforment l'électricité des parcs éoliens en mer en hydrogène et en gaz synthétique (Jepma et van Schot, 2016; voir aussi chap. 19). Des synergies peuvent également apparaître entre le secteur des EMR et d'autres industries marines, telles que le transport et les opérations, l'approvisionnement et la fabrication, les nouveaux matériaux et l'exploitation minière (Huckerby et al., 2016), et les efforts de protection du littoral et de conservation marine (LiVecchi et al., 2019).

4.2. Incidences socioéconomiques négatives potentielles

Des défis considérables devront être relevés afin de parvenir à la mise en place à grande échelle des EMR en tant que nouvelle source d'énergie. Outre le coût énergétique plus élevé des installations d'EMR par rapport aux installations terrestres, il faut également se pencher sur la question de l'acceptation sociale. Les installations d'EMR peuvent se heurter à une forte opposition de la part d'autres secteurs maritimes et des communautés côtières locales qui sont réticentes au partage de l'espace marin (Dalton et al., 2015; Lange et al., 2018). Parmi les questions importantes découlant des interactions entre la pêche et les parcs éoliens en mer figurent la perte de zones de pêche et le déplacement de celles-ci, la détérioration des engins de pêche, l'insuffisance des régimes d'indemnisation et la nécessité d'un engagement plus dynamique des pêcheurs dans les processus de planification (Gray et al., 2016). Les installations d'EMR peuvent également être une source de préoccupation pour le secteur du tourisme côtier en raison des perturbations visuelles potentielles. Des études menées sur la côte méditerranéenne française, ainsi qu'au nord du Pays de Galles, au Royaume-Uni, et en Nouvelle-Zélande, ont révélé l'opposition des communautés côtières aux parcs éoliens en mer

²¹ Ocean Energy Systems est un organisme de coopération intergouvernementale entre pays fondé en 2001 sous l'égide de l'AIE. Il encourage le développement de l'énergie des océans dans le monde entier. Voir www.ocean-energy-systems.org.

et aux installations d'énergie des vagues, en particulier dans les lieux d'une grande beauté pittoresque (Devine-Wright et Howes, 2010; Westerberg et al., 2013; Brownlee et al., 2015). Des conflits potentiels concernant la sécurité de la navigation et de l'exploitation des navires peuvent également survenir lorsque les

installations d'EMR sont proches des voies de transport maritime existantes.

En conclusion, les risques environnementaux et socioéconomiques potentiels soulignent l'importance d'un engagement étendu des parties prenantes, d'évaluations d'impact environnemental solides et d'analyses de risques avant de planifier et de situer les projets d'EMR.

5. Principales lacunes restantes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

5.1. Réduction des coûts

La réduction des coûts est la question la plus importante à laquelle l'industrie des EMR doit répondre. Sur certains marchés, les parcs d'éoliennes en mer à fond fixe peuvent approcher la parité des coûts avec les sources de production d'électricité conventionnelles; cependant, aucune autre technologie d'EMR n'est près de devenir commercialement viable sans un renforcement de la recherche et du développement, une innovation ciblée et des incitations financières importantes. La réduction des coûts des EMR est nécessaire pour attirer les investisseurs et faire progresser le développement du secteur. La réduction des coûts peut être réalisée sur la base des piliers suivants (SI Ocean, 2013; Smart et Noonan, 2018) :

- **Échelle et volume.** Les dispositifs d'EMR de grande taille et les installations de réseaux réduisent les coûts de fabrication et d'installation, tandis que la production à grande échelle de dispositifs d'EMR réduit le coût global des composants individuels.
- **Expérience et génération de connaissances.** La production de connaissances est essentielle pour le renforcement des capacités en matière d'EMR et la réduction des coûts. Les nouvelles connaissances acquises par l'expérience et l'apprentissage par la pratique favoriseront l'intégration des EMR dans les politiques publiques pertinentes. Le partage des données et des informations, les échanges d'expériences, la recherche et le développement et les

enseignements tirés sont des moteurs importants de la réduction des coûts.

- **Innovation.** L'innovation ciblée (dans la phase de recherche et de développement d'un concept d'EMR ou dans le contexte de projets d'EMR industriels réels) permettra de réduire les coûts et d'accroître le rendement et la fiabilité des dispositifs d'EMR.
- **Stockage de l'énergie.** Des prévisions à court terme précises et le stockage de l'énergie sont pertinents pour les questions à la fois de production d'électricité intermittente et de fluctuation stochastique. Les technologies actuelles de stockage de l'énergie comprennent les systèmes électrochimiques (par ex., les batteries et les piles à combustible, et le stockage de l'hydrogène), le stockage électrique (par ex., le stockage de l'énergie des supercondensateurs et les systèmes magnétiques), les systèmes mécaniques (par ex., les volants moteurs et les pompes à eau) et les systèmes thermiques (Ould Amrouche et al., 2016; Olabi, 2017). Le stockage de l'énergie hydroélectrique par pompage est la plus mature de ces techniques et la plus importante (voir aussi Wang et al., 2019).

5.2. Surveillance de l'environnement et mesures d'atténuation

La surveillance environnementale des organismes marins et des caractéristiques métocéaniques (océanographiques et météorologiques) est essentielle pour identifier et quantifier la variabilité du milieu marin depuis

la conception jusqu'à la mise hors service d'une installation d'EMR, tandis que la cartographie des fonds marins peut contribuer de manière significative à la bonne implantation des installations d'EMR (Mulcan et al., 2015).

L'établissement de bases de référence environnementales (par ex., la cartographie et la caractérisation des fonds marins, y compris la composition des sédiments et la géologie superficielle et profonde) et la surveillance des éléments biotiques sont nécessaires pour remédier à toute incidence négative des activités en question sur la biodiversité. Dans ce contexte, il est nécessaire de définir des normes pour l'analyse des données de surveillance environnementale pour les sites de développement d'EMR et d'identifier la zone sur laquelle des effets biologiques peuvent se produire afin d'éclairer la collecte de données de base²². Il est également nécessaire de fixer des seuils, de déterminer les changements dans l'abondance, la diversité, la distribution et le comportement des espèces et de réajuster les mesures de gestion (Foley et al., 2015). Les technologies d'EMR utilisées et les facteurs de stress introduits dans le milieu marin doivent être pris en compte lors de la conception des procédures de surveillance. Les modèles prédictifs peuvent être un outil supplémentaire, de préférence lorsqu'ils sont conjugués à des observations *in situ*.

Les données métocéaniques peuvent être obtenues à partir de mesures *in situ*, de sorties de modèles numériques et d'instruments de télédétection. Des données à long terme sont nécessaires pour l'estimation préliminaire de la ressource d'EMR disponible et des caractéristiques climatiques métocéaniques dans la zone de l'installation. La prévision à court (jusqu'à 3 jours) et à moyen terme (3 à 7 jours) des conditions métocéaniques est également importante pour les activités de planification opérationnelle. Pendant la phase d'exploitation, des prévisions fiables à court terme de la production d'électricité prévue sont

nécessaires pour une intégration électrique à grande échelle.

5.3. Considérations stratégiques pour le développement des énergies marines renouvelables, y compris le financement

L'élaboration de stratégies énergétiques nationales peut comporter un certain nombre d'objectifs. Dans ce contexte, certains facteurs essentiels à prendre en compte sont la réduction du coût des EMR et l'amélioration de leur intégration à grande échelle dans les systèmes d'énergie électrique; l'exploitation d'une diversité de sources d'EMR et la détermination de leur répartition géographique; la réduction des obstacles au déploiement, y compris les conflits de sites et les processus d'autorisation; et l'attraction d'investissements importants dans le secteur.

Par ailleurs, le Congrès mondial de la nature de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), lors de sa sixième session, a demandé aux États et aux autorités compétentes de mettre en œuvre une stratégie de développement des énergies renouvelables en mer qui tienne compte des questions environnementales et de soumettre cette stratégie à une évaluation environnementale stratégique rigoureuse (UICN, 2016). Cet engagement est tout à fait conforme à la cible n° 7.3 des objectifs de développement durable.

Le développement complet des EMR peut accroître la diversité des options énergétiques à faible teneur en carbone et fournir des alternatives viables aux combustibles fossiles. Les sources de financement commerciales traditionnelles sont souvent insuffisantes pour atteindre cet objectif, de sorte que des stratégies innovantes sont nécessaires. Les partenariats public-privé sont considérés comme essentiels pour le développement des EMR. Par exemple, la Commission européenne a mis en place le Forum sur l'énergie des océans,

²² Voir, par exemple, Département du commerce des États-Unis, Administration américaine pour les océans et l'atmosphère, « Takes of marine mammals incidental to specified activities; taking marine mammals incidental to construction of the Vineyard Wind Offshore Wind Project », Registre fédéral, Vol. 84, n° 83, 30 avril 2019. Disponible à l'adresse www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2019-04-30/pdf/2019-08666.pdf.

qui réunit l'industrie, la finance, les universités et les pouvoirs publics afin d'identifier des solutions et de rendre les investissements plus attrayants. Aux États-Unis, le Business Network for Offshore Wind²³ fait la promotion de l'industrie éolienne en mer.

La nécessité de bénéficier de l'appui du secteur public ne se limite pas au financement des premiers stades de développement des nouvelles technologies. Son rôle dans la création d'un environnement favorable à l'investissement privé par le truchement de

mesures d'incitations financières et fiscales, de normes de portefeuille renouvelables, de compensations ou de tarifs de rachat est tout aussi important, sinon plus. L'investissement dans les nouvelles technologies est généralement limité aux États qui ont les moyens financiers d'accepter les risques associés aux technologies jugées non viables sur le plan commercial. Toutefois, les pays en développement pourraient investir dans les technologies d'EMR qui sont plus matures.

6. Tendances futures anticipées

Bien que des progrès considérables aient été réalisés dans l'exploitation des EMR, le secteur en est encore à ses débuts, à l'exception du secteur de l'éolien en mer. L'énergie houlomotrice et marémotrice n'étant, en général, pas encore commercialement viable, l'objectif premier est d'encourager davantage l'utilisation en mer de prototypes uniques ou de réseaux à petite échelle. Si ces dispositifs sont efficaces, ils renforceront la confiance dans le secteur et encourageront les investissements nécessaires au développement de grandes exploitations. Des progrès technologiques sont également nécessaires pour améliorer les performances et la fiabilité des prises de force, ainsi que les systèmes de contrôle pour maximiser l'absorption de puissance. La capacité de survie, la fiabilité et le potentiel de réduction des coûts des technologies houlomotrices et marémotrices compensent le risque d'investissement important.

En Europe, des objectifs ambitieux de réduction du CMAE pour l'énergie éolienne, houlomotrice et marémotrice en mer ont été fixés dans le cadre du plan stratégique pour les technologies énergétiques (Direction générale de l'énergie de la Commission européenne et al., 2018). L'objectif pour l'énergie éolienne en mer est de réduire les subventions du CMAE à zéro pour l'éolien en mer fixe et à moins de

120 €/MWh pour l'éolien en mer flottant d'ici à 2025. Les objectifs correspondants pour l'énergie houlomotrice et l'énergie marémotrice sont de 200 €/MWh et 150 €/MWh, respectivement. Le soutien des États du monde entier permettrait à l'industrie de développer la masse critique qui, à son tour, réduirait considérablement les coûts. Les projections du CMAE correspondantes pour l'énergie du gradient de salinité et la conversion de l'énergie thermique des océans sont de 80 €/MWh et de 150-200 €/MWh respectivement (Ocean Energy Europe, 2016).

Afin de favoriser le renforcement de la mise en place en haute mer de dispositifs de mesure des vagues, des marées et des courants océaniques, la tendance a consisté à concentrer sur des marchés de niche. Les solutions d'EMR à l'échelle locale peuvent offrir une solution aux besoins énergétiques des zones hors réseau et des communautés côtières et insulaires éloignées (par ex., les petits États insulaires en développement), notamment pour le dessalement et l'aquaculture (LiVecchi et al., 2019; Rusu et Onea, 2019)²⁴. Dans de telles configurations, l'énergie houlomotrice et marémotrice a le potentiel de se révéler compétitive par rapport aux générateurs diesel. Dans la plupart des cas, les dispositifs d'énergie marémotrice et houlomotrice seront plus

²³ Voir www.offshorewindus.org/about-us.

²⁴ Voir Département de l'énergie des États-Unis, Bureau de l'efficacité énergétique et des énergies renouvelables, « Powering the Blue Economy ».

petits que les dispositifs à l'échelle du service public, de sorte qu'un investissement élevé ne sera pas nécessaire. Les efforts déployés pour atteindre l'échelle des services publics en augmentant progressivement la taille des dispositifs et des réseaux pourraient ouvrir la voie à la commercialisation de l'énergie houlo-motrice et marémotrice.

Le secteur de l'éolien en mer devrait se développer à l'échelle mondiale, y compris dans les zones où aucun parc éolien en mer n'est actuellement opérationnel. Au cours de la prochaine décennie, l'Asie et les États-Unis devraient faire des progrès significatifs, la croissance de l'énergie éolienne en mer s'accroissant également sur les marchés émergents.

L'utilisation de plateformes flottantes est un changement radical pour l'industrie. L'énergie éolienne flottante est sur le point d'être commercialisée, et il existe de nouvelles technologies à des stades de développement plus précoces qui pourraient être utilisées en mer. Par exemple, les plateformes multi-turbines peuvent offrir une alternative à l'augmentation continue de la taille des éoliennes. Les concepts d'éoliennes à haute altitude, tels que les cerfs-volants autonomes ou les avions sans pilote, et les plateformes hybrides combinant différents types de technologies d'EMR sur une seule plateforme sont également en cours de développement.

Remerciements : Nous tenons à remercier Nikolaos Koukouzas pour sa précieuse contribution à la recherche sur l'énergie géothermique en mer.

Références

- Alvarez-Silva, O.A., and others (2016). Practical global salinity gradient energy potential. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 60, pp. 1387–1395.
- Arnett, E.B., and others (2016). Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. In *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*, Voigt, C.C., and T. Kingston, eds. Springer International Publishing.
- Banerjee, A., and others (2018). Evaluation of possibilities in geothermal energy extraction from oceanic crust using offshore wind turbine monopiles. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 92, pp. 685–700.
- Best, B.D., and P.N. Halpin (2019). Minimizing wildlife impacts for offshore wind energy development: Winning tradeoffs for seabirds in space and cetaceans in time. *PLOS ONE*. vol. 14, No. 5, e0215722.
- Bishop, M.J., and others (2017). Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 492, pp. 7–30.
- Boero, F., and others (2017). CoCoNet: towards coast to coast networks of marine protected areas (from the shore to the high and deep sea), coupled with sea-based wind energy potential. *SCIRES-IT – SCientific REsearch and Information Technology*, vol. 6 (Supplement), pp. 1–95.
- Bray, L., and others (2016). Expected effects of offshore wind farms on Mediterranean marine life. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 4, No. 1, 18.
- Breeze, P. (2019). Chapter 14 - Marine Power Generation Technologies. In *Power Generation Technologies*, P. Breeze, ed. Third Edition, pp. 323–349. Newnes.
- Brownlee, M.T.J., and others (2015). Place attachment and marine recreationists' attitudes toward offshore wind energy development. *Journal of Leisure Research*, vol. 47, No. 2, pp. 263–284.
- Buck, H.J. (2019). Marine cultivation technology opening the door to the rich sources of clean energy in our oceans. *Science Focus*. www.sciencefocus.com/planet-earth/marine-cultivation-technology-opening-the-door-to-the-rich-sources-of-clean-energy-in-our-oceans.
- Cazenave, P.W., and others (2016). Unstructured grid modelling of offshore wind farm impacts on seasonally stratified shelf seas. *Progress in Oceanography*, vol. 145, pp. 25–41.
- Chae, S.H., and J.H. Kim (2018). Recent issues relative to a low salinity pressure-retarded osmosis process and suggested technical solutions. In *Membrane-Based Salinity Gradient Processes for Water Treatment and Power Generation*, S. Sarp and N. Hilal, eds., pp. 273–295. Elsevier.

- Copping, A., and L.G. Hemery, eds., (2020). OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES). <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/2020-State-of-the-Science-Report-LR-Tabs.pdf>.
- Dalton, G., and others (2015). Economic and socio-economic assessment methods for ocean renewable energy: Public and private perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 45, pp. 850–878.
- Devine-Wright, P., and Y. Howes (2010). Disruption to place attachment and the protection of restorative environments: a wind energy case study. *Journal of Environmental Psychology*, vol. 30, No. 3, pp. 271–280.
- Dierschke, V., and others (2016). Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation*, vol. 202, pp. 59–68.
- Dlugokencky Ed, and Pieter Tans (2020). Trends in Atmospheric Carbon Dioxide, NOAA/GML. www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends.
- Edenhofer, O., and others (2011). Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York: Cambridge University Press.
- Encarnacion, J.I., and others (2019). Design of a horizontal axis tidal turbine for less energetic current velocity profiles. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 7, No. 7, 197.
- European Commission, Directorate-General for Energy and others (2018). SET Plan Delivering Results: The Implementation Plans. Research & Innovation Enabling the EU's Energy Transition. European Union. https://setis.ec.europa.eu/sites/default/files/setis%20reports/setplan_delivering_results_2018.pdf.
- Foley, M.M., and others (2015). Using ecological thresholds to inform resource management: current options and future possibilities. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 95.
- Fox, A.D., and I.K. Petersen (2019). Offshore wind farms and their effects on birds. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift*, vol. 113, No. 3, pp. 86–101.
- Frankfurt School-UNEP Centre/BNEF (2020). Global Trends in Renewable Energy Investment 2020. www.fs-unep-centre.org/wp-content/uploads/2020/06/GTR_2020.pdf.
- Glarou, and others (2020). Using artificial-reef knowledge to enhance the ecological function of offshore wind turbine foundations: implications for fish abundance and diversity. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 8, 332.
- Gray, M., and others (2016). Changes to Fishing Practices Around the UK as a Result of the Development of Offshore Windfarms—Phase 1. The Crown Estate. www.thecrownestate.co.uk/media/2600/final-published-ow-fishing-revised-aug-2016-clean.pdf.
- Gunn, K., and C. Stock-Williams (2012). Quantifying the global wave power resource. *Renewable Energy*, vol. 44, pp. 296–304.
- Heijnen, L., and others (2019). Ultra-Deep Geothermal Program in the Netherlands. In *European Geothermal Congress*. The Hague, Netherlands: European Geothermal Energy Council, p. 6.
- Hiriart, G., and I. Hernandez (2010). Electricity Generation from Hydrothermal Vents. *Geothermal Resources Council Transactions*, vol. 34, pp. 1033–1038.
- Hoegh-Guldberg, O., and others (2019). The ocean as a solution to climate change: five opportunities for action. https://oceanpanel.org/sites/default/files/2019-10/HLP_Report_Ocean_Solution_Climate_Change_final.pdf.
- Huckerby, J and others (2016). An International Vision for Ocean Energy. Version III. Ocean Energy Systems Technology Collaboration Programme. <https://testahemsidaz2.files.wordpress.com/2017/03/oes-international-vision.pdf>.
- ICES (2019). Working Group on Marine Benthic Renewable Developments (WGMBRED). ICES Scientific Reports. Denmark: International Council for the Exploration of the Sea. www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/HAPISG/2019/Working%20Group%20on%20Marine%20Benthic%20and%20Renewable%20Energy%20Developments.pdf.
- International Energy Agency (IEA) (2019). Offshore Wind Outlook 2019. World Energy Outlook Special Report. International Energy Agency.
- _____ (2020). Global CO₂ emissions in 2019, IEA, Paris. www.iea.org/articles/global-co2-emissions-in-2019.

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2018). Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty, V. Masson-Delmotte and others, eds. Intergovernmental Panel on Climate Change. In press.
- International Renewable Energy Agency (IRENA) (2014). Salinity Gradient Energy: technology brief. International Renewable Energy Agency. www.irena.org/publications/2014/Jun/Salinity-Gradient.
- _____ (2019). Renewable Energy and Jobs. Annual Review 2019. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency. www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2019/Jun/IRENA_RE_Jobs_2019-report.pdf.
- _____ (2020a). Renewable Capacity Statistics 2020. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency. www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2020/Mar/IRENA_RE_Capacity_Statistics_2020.pdf.
- _____ (2020b). Renewable Power Generation Costs in 2019. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency. www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2020/Jun/IRENA_Power_Generation_Costs_2019.pdf.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2016). Development of Offshore Renewable Energy and Biodiversity Conservation. IUCN Resolutions, Recommendations and Other Decisions. World Conservation Congress. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Honolulu, Hawaii, United States.
- Isaksson, Natalie, and others (2020). Assessing the effects of tidal stream marine renewable energy on seabirds: A conceptual framework. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 157, 111314.
- Jepma, C., and M. van Schot (2016). Connect North Sea oil and gas platforms to offshore wind farms to produce green gas. *EnergyPost.Eu*. <https://energypost.eu/connect-north-sea-oil-gas-platforms-offshore-wind-farms-produce-green-gas>.
- Kadiri, M., and others (2012). A review of the potential water quality impacts of tidal renewable energy systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 16, No. 1, pp. 329–341.
- Karason, B., and others (2013). Utilization of Offshore Geothermal Resources for Power Production. In Proceedings of Thirty-Eighth Workshop on Geothermal Reservoir Engineering, Stanford University, Stanford, California, (SGP-TR-198), p. 10.
- Koschinski, S., and K. Lüdemann (2013). Development of Noise Mitigation Measures in Offshore Wind Farm Construction. Federal Agency for Nature Conservation. www.cbd.int/doc/meetings/mar/mcbem²014-01/other/mcbem²014-01-submission-noise-mitigation-en.pdf.
- Kuang, Y., and others (2016). A review of renewable energy utilization in islands. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 59, pp. 504–513.
- Lange, M., and others (2018). Governance challenges of marine renewable energy developments in the US—Creating the enabling conditions for successful project development. *Marine Policy*, vol. 90, pp. 37–46.
- Langton, R., and others (2019). An Ecosystem Approach to the Culture of Seaweed. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-195. <https://spo.nmfs.noaa.gov/sites/default/files/TMSPO195.pdf>.
- Lewis, A., and others (2011). Ocean Energy. In *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*, Edenhofer, O., and others, eds. Cambridge University Press.
- LiVecchi, A., and others (2019). Powering the Blue Economy; Exploring Opportunities for Marine Renewable Energy in Maritime Markets. U.S. Department of Energy, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy. Washington, D.C. www.energy.gov/sites/prod/files/2019/09/f66/73355-v2.pdf.
- Marques, A.T., and others (2014). Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation*, vol. 179, pp. 40–52.
- Mendoza, E., and others (2019). A framework to evaluate the environmental impact of OCEAN energy devices. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 112, pp. 440–449.
- Mulcan, A., and others (2015). Marine Benthic Habitats and Seabed Suitability Mapping for Potential Ocean Current Energy Siting Offshore Southeast Florida. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 3, pp. 276–298.

- Musial, W.D., and others (2019). 2018 Offshore Wind Technologies Market Report. National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (United States). www.energy.gov/sites/prod/files/2019/09/f66/2018%20Offshore%20Wind%20Technologies%20Market%20Report.pdf.
- Ocean Energy Europe (2016). European Commission Issue Paper on Ocean Energy Industry Response. Technical Report. https://setis.ec.europa.eu/system/files/tpoandoe_input_act1and2_ocean.pdf.
- Olabi, A.G. (2017). Renewable energy and energy storage systems. *Energy*, vol. 136, pp. 1–6.
- Ould Amrouche, S., and others (2016). Overview of energy storage in renewable energy systems. *International Journal of Hydrogen Energy*, vol. 41, No. 45, pp. 20914–20927.
- Patel, S. (2015). Largest OTEC Facility Inaugurated in Hawaii. *Power Magazine*. www.powermag.com/largest-otec-facility-inaugurated-in-hawaii.
- Pedamallu, L.R.T., and others (2018). Environmental Impacts of Offshore Geothermal Energy. *Geothermal Resources Council Transactions*, vol. 42, p. 10.
- Perlack, R.D., and others (2005). Biomass as feedstock for a bioenergy and bioproducts industry: The technical feasibility of a billion-ton annual supply. US Department of Energy and US Department of Agriculture. www1.eere.energy.gov/bioenergy/pdfs/final_billionton_vision_report2.pdf.
- Pimentel Da Silva, G.D., and D.A.C. Branco (2018). Is floating photovoltaic better than conventional photovoltaic? Assessing environmental impacts. *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 36, pp. 390–400.
- Prabowo, T.R., and others (2017). A new idea: The possibilities of offshore geothermal system in Indonesia marine volcanoes. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, vol. 103, 012012. IOP Publishing.
- Ranjbaran, P., and others (2019). A review on floating photovoltaic (FPV) power generation units. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 110, pp. 332–347.
- Rau, G.H., and J.R. Baird (2018). Negative-CO₂-emissions ocean thermal energy conversion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 95, pp. 265–272.
- REN21 (2019). Renewables 2019 Global Status Report. Paris: REN21 Secretariat. www.ren21.net/wp-content/uploads/2019/05/gsr_2019_full_report_en.pdf.
- Roa-Ureta, R.H., and others (2019). Modelling long-term fisheries data to resolve the attraction versus production dilemma of artificial reefs. *Ecological Modelling*, vol. 407, 108727.
- Rusu, E., and F. Onea (2019). An assessment of the wind and wave power potential in the island environment. *Energy*, vol. 175, pp. 830–846.
- Sahu, A., and others (2016). Floating photovoltaic power plant: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 66, pp. 815–824.
- Saibi, H., and others (2013). Geothermal energy. In *Handbook of Sustainable Engineering*, Kauffman J., and K.M. Lee, eds. Springer.
- Sandberg, A., and others (2016). Critical factors influencing viability of wave energy converters in off-grid luxury resorts and small utilities. *Sustainability*, vol. 8, No. 12, 1274.
- Savidge, G., and others (2014). Strangford Lough and the SeaGen Tidal Turbine. In *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions. Humanity and the Sea*, Shields M., and A. Payne, eds. Springer.
- Schaetzle, O., and C.J.N. Buisman, (2015). Salinity Gradient Energy: Current State and New Trends. *Engineering*, vol. 1, No. 2, pp. 164–166.
- Scottish Enterprise (2018). Marine Renewable Energy, Subsea Engineering Opportunity, International Market Insights Report Series. p. 10.
- Sheehan, J., and others (1998). Look back at the US department of energy's aquatic species program: biodiesel from algae; close-out report. National Renewable Energy Lab., Golden, CO. (US). www.nrel.gov/docs/legosti/fy98/24190.pdf.
- Shnell, J. (2009). Global Supply of Clean Energy from Deep Sea Geothermal Resources. *Geothermal Resources Transactions*, pp. 137–142.
- Shnell, J., and others (2015). Energy from Ocean Floor Geothermal Resources. In *Proceedings World Geothermal Congress 2015*, Melbourne, Australia, p. 6.

- SI Ocean (2013). Ocean Energy: Cost of Energy and Cost Reduction Opportunities. <https://oceanenergy-sweden.se/wp-content/uploads/2018/03/130501-si-ocean-cost-of-energy-report.pdf>.
- Smart, G., and M. Noonan (2018). Tidal Stream and Wave Energy Cost Reduction and Industrial Benefit: Summary Analysis. Report by ORE Catapult. www.marineenergywales.co.uk/wp-content/uploads/2018/05/ORE-Catapult-Tidal-Stream-and-Wave-Energy-Cost-Reduction-and-Ind-Benefit-FINAL-v03.02.pdf.
- Snyder, D.B., and others (2019). Evaluation of Potential EMF Effects on Fish Species of Commercial or Recreational Fishing Importance in Southern New England. OCS Study BOEM 2019-049. https://espi.boem.gov/final%20reports/BOEM_2019-049.pdf.
- Soukissian, T.H., and others (2017). Marine renewable energy in the Mediterranean Sea: status and perspectives. *Energies*, vol. 10, 1512.
- Spencer, R.S., and others (2019). Floating photovoltaic systems: Assessing the technical potential of photovoltaic systems on man-made water bodies in the continental United States. *Environmental Science & Technology*, vol. 53, No. 3, pp. 1680–1689.
- Taormina, B., and others (2018). A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 96, pp. 380–391.
- Tedesco, M., and others (2017). Towards 1 kW power production in a reverse electro dialysis pilot plant with saline waters and concentrated brines. *Journal of Membrane Science*, vol. 522, pp. 226–236.
- Tester, J.W., and others (2006). The future of geothermal energy. Impact of Enhanced Geothermal Systems (EGS) on the United States in the 21st Century. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA. www1.eere.energy.gov/geothermal/pdfs/future_geo_energy.pdf.
- Topham, Eva. and others (2019). Challenges of decommissioning offshore wind farms: Overview of the European experience. In *Journal of Physics: Conference Series*, vol. 1222, 012035. IOP Publishing.
- Trapani, K., and M. Redón Santafé (2015). A review of floating photovoltaic installations: 2007–2013. *Progress in Photovoltaics: Research and Applications*, vol. 23, No. 4, pp. 524–532.
- Wang, Z., and others (2019). A review of marine renewable energy storage. *International Journal of Energy Research*, vol. 43, No. 12, pp. 6108–6150.
- Westerberg, V., and others (2013). The case for offshore wind farms, artificial reefs and sustainable tourism in the French Mediterranean. *Tourism Management*, vol. 34, pp. 172–183.
- Willstedt, E., and others (2017). Assessing the cumulative environmental effects of marine renewable energy developments: Establishing common ground. *Science of the Total Environment*, vol. 577, pp. 19–32.
- World Meteorological Organization (WMO) (2020). WMO Statement on the State of the Global Climate in 2019. WMO-No. 1248. Switzerland: World Meteorological Organization. https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=10211.
- World Bank Group and others (2019). Where Sun Meets Water: Floating Solar Market Report. Washington, D.C.: World Bank. <http://documents1.worldbank.org/curated/en/579941540407455831/pdf/Floating-Solar-Market-Report-Executive-Summary.pdf>.

Chapitre 22

Espèces envahissantes

Contributeurs et contributeurs : Thomas W. Therriault (organisateur de l'équipe de rédaction), Marnie L. Campbell, Alan Deidun, Bella S. Galil, Chad L. Hewitt, Graeme Inglis, Henn Ojaveer (responsable d'équipe), Chul Park (coresponsable d'équipe), Bing Qiao, Renison Ruwa (coresponsable d'équipe) et Evangelina Schwindt.

Principales observations

- Dans le monde, environ 2 000 espèces marines non indigènes (ENI) ont été introduites dans de nouveaux sites par des mouvements provoqués par l'être humain. Quelques-unes ont une valeur économique, mais la plupart ont eu des répercussions négatives sur l'écologie, la socioéconomie ou la santé humaine. Avec l'augmentation des échanges commerciaux et l'aggravation des changements climatiques, les invasions biologiques risquent de se multiplier.
- Les ENI peuvent présenter des risques importants pour la biosécurité et la biodiversité. Les enquêtes à grande échelle sur les ENI ayant une importante couverture taxonomique font défaut, tout comme les études sur les diverses conséquences possibles dans les environnements récepteurs.
- Les principaux vecteurs d'invasion (eaux de ballast, encrassement biologique, aquaculture, commerce de spécimens vivants, canaux et débris de plastique ou autres) sont mal caractérisés et mal compris à l'échelle mondiale et, bien souvent, régionale, et il n'existe aucune réglementation en la matière, hormis pour la gestion des eaux de ballast et des sédiments. L'introduction et la propagation des ENI étant multivectorielles par nature, il est nécessaire de disposer d'instruments juridiques complets et intégrés, assortis d'une application rigoureuse pour atténuer les mouvements des espèces et de programmes de surveillance holistique pour les détecter.
- Il est urgent de disposer de meilleurs outils pour évaluer les risques potentiels des ENI dans des conditions environnementales changeantes, d'identifier les espèces indigènes et les écosystèmes les plus menacés et de déterminer la meilleure façon de réagir (c'est-à-dire par une détection précoce et une réponse rapide). Cela est particulièrement vrai pour les espèces qui n'ont pas d'antécédents d'invasion documentés.

1. Introduction

L'invasion par des ENI est l'un des principaux facteurs des changements de biodiversité. Cette invasion est susceptible de réduire la biodiversité, de modifier la structure et la fonction des communautés, de diminuer la production halieutique et aquacole, et d'influencer la santé et le bien-être des êtres humains. Elle est exacerbée par les changements climatiques, y compris les événements extrêmes, et d'autres perturbations d'origine humaine (Bax et al., 2003; Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005; Ojaveer et al., 2018). Les ENI sont les espèces, y compris les microbes, qui ont franchi une barrière de dispersion naturelle pour s'établir dans une nouvelle zone biogéographique en dehors de leur aire de répartition d'origine, conséquence volontaire ou non des activités humaines (Carlton, 1999). Naturellement ou en raison d'autres activités humaines, ces espèces peuvent ensuite se propager dans

la zone nouvellement envahie par le biais d'un large éventail de vecteurs d'invasion (c'est-à-dire les moyens physiques par lesquels les individus sont déplacés, y compris l'encrassement biologique, l'aquaculture, le commerce de spécimens vivants et les canaux) (Carlton et Ruiz, 2005; Richardson et al., 2011). Les voies d'invasion sont une combinaison de processus et de solutions qui permettent de déplacer des individus d'un lieu source à un lieu récepteur (non indigène). Les notions de « voies d'invasion » et « vecteurs d'invasion » se recoupent partiellement (la formulation « voie d'invasion » a d'ailleurs parfois été utilisée de manière interchangeable avec « vecteur d'invasion ») (Carlton et Ruiz, 2005; Richardson et al., 2011). Les espèces qui subissent des changements de répartition en raison de modifications du régime des écosystèmes ou en réponse aux changements climatiques

dans leur aire de répartition d'origine ne sont pas considérées comme des ENI, pas plus que les espèces cryptogènes (celles dont l'aire de répartition d'origine est inconnue) (Carlton, 1996). Souvent qualifié d'« espèces exotiques envahissantes », ce sous-ensemble des ENI engendre des effets importants sur le plan biologique, économique ou sur la santé humaine [Williamson, 1996; Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), 2002]. Étant donné qu'il est généralement impossible de prévoir les zones ou les circonstances dans lesquelles les ENI deviendront envahissantes, le présent chapitre s'appuie sur le principe de précaution et couvre donc toutes les ENI des systèmes marins et estuariens.

Les ENI sont des moteurs de changement dans les écosystèmes envahis. Elles subissent l'influence des écosystèmes qu'elles envahissent ainsi que celle des activités et événements qui leur ont permis de quitter leur aire de répartition naturelle. Il est en outre de plus en plus établi que les ENI constituent une composante essentielle de nombreux facteurs de stress, en particulier dans les habitats marins côtiers, et que l'évolution de l'économie mondiale comme l'amélioration des transports contribuent à leur propagation (EM, 2005). Les écosystèmes marins déjà stressés ou dégradés par d'autres conséquences d'origine humaine, tels que la surpêche, l'eutrophisation, l'acidification des océans et l'altération des habitats, se sont avérés être propices à l'établissement des ENI (Crooks et al., 2011). Ainsi, les changements de biodiversité indigène (notamment en ce qui concerne les espèces figurant dans les annexes de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction¹), la productivité (y compris la pêche), les efflorescences algales nuisibles ainsi que la structure et la fonction des écosystèmes (chap. 6, 7, 10 et 15) peuvent tous influencer directement sur le succès des invasions marines, y compris lorsque les ENI sont des agents pathogènes. En outre, l'accroissement prévu des habitats artificiels (chap. 14) qui permettent aux espèces nuisibles de s'établir dans des environnements autrement inadaptés peut faciliter

l'introduction et la propagation des ENI, dont l'ampleur est également amplifiée par les activités humaines telles que le transport maritime et la navigation, les mouvements et le repeuplement liés à l'aquaculture et à la pêche, la restauration des habitats, les canaux et les dérivations, les débris et les déchets marins (en particulier les plastiques, qui ne se dégradent pas rapidement et peuvent donc persister comme vecteur de transport) et les activités de recherche (chap. 16) (Ruiz et al., 1997; Carlton et al., 2017; Galil et al., 2018; Therriault et al., 2018).

Les ENI peuvent compromettre, directement ou indirectement, le biote et les écosystèmes qui sont la base de populations humaines saines et productives. Malgré l'exploitation occasionnelle d'ENI introduites involontairement ou qui se sont échappées dans la nature après une introduction délibérée [par exemple l'huître du Pacifique (*Crassostrea gigas*), la crevette de la mer Rouge (*Penaeus pulchricaudatus*), la crevette tigrée d'Asie (*P. monodon*), le crabe bleu nageur (*Portunus segnis*) et la palourde japonaise (*Ruditapes philippinarum*)], les répercussions à long terme sont généralement négatives et correspondent à un appauvrissement de la diversité indigène. Les communautés côtières sont également touchées, directement ou indirectement, et subissent une baisse de la productivité et de la résilience globales des systèmes marins qui favorisent traditionnellement une pêche ou une aquaculture durable (Molnar et al., 2008; Schröder et de Leaniz, 2011).

Pour mieux comprendre les invasions à l'échelle mondiale, il est nécessaire de disposer d'inventaires géoréférencés détaillés et validés des ENI, accessibles depuis des bases de données consultables et pouvant servir à mieux appréhender la répartition de ces espèces ainsi que les éventuels mécanismes expliquant l'élargissement de leur aire de répartition. Aujourd'hui dans de nombreuses régions du monde, les ENI sont mal ou insuffisamment comprises, voire méconnues, notamment en ce qui concerne la date de leur première arrivée (ou détection) et les vecteurs

¹ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 993, n° 14537.

d'introduction probables. Malgré les progrès en matière d'évaluation de la biodiversité (Costello et al., 2010; Narayanaswamy et al., 2013), notamment grâce aux avancées des techniques moléculaires (Darling et al., 2017), des lacunes importantes subsistent en ce qui concerne les ENI. En effet, il convient notamment de transcrire entièrement la classification taxonomique pour chaque espèce, en particulier en cas de chevauchement des ENI et des espèces indigènes apparentées, mais également de parvenir à une compréhension de leur aire de répartition indigène. De même,

il est nécessaire d'améliorer la compréhension géospatiale et temporelle des vecteurs et voies d'invasion. Bien que certaines études régionales aient été menées sur les eaux de ballast, on ne trouve en général que peu d'informations sur les ENI transportées par bon nombre de vecteurs d'invasion. En outre, il existe des lacunes en matière de compréhension des caractéristiques, des itinéraires, de la périodicité et de l'intensité des importantes voies d'invasion, entre autres. Collectivement, ces informations sont essentielles pour éclairer la politique et la gestion relatives aux ENI.

2. Base de référence documentée et évolution des espèces non indigènes

Étant donné l'absence d'évaluation formelle de l'état des ENI et des tendances connexes dans l'Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), il est impossible de déterminer les changements intervenus depuis sa publication. Toutefois, de multiples éléments de preuve confirment que les ENI continuent de se propager dans le monde entier, de nouvelles introductions étant signalées dans de nouveaux lieux, en raison d'un manque général de gestion et de contrôle. Bien que la Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires de 2004² soit entrée en vigueur en septembre 2017 [Organisation maritime internationale (OMI), 2019], la mesure de sa mise en œuvre au niveau mondial et son efficacité sur la réduction des invasions marines au niveau régional ne sont pas évidentes. La phase actuelle de renforcement de l'expérience peut toutefois fournir des informations importantes pour les évaluations à venir. De même, certains États ont mis en œuvre le code de conduite du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) régissant les introductions et les transferts d'organismes marins (CIEM, 2005) en vue de réduire la menace que représentent les ENI lorsqu'elles sont introduites volontairement dans de nouvelles zones de culture, mais des invasions ont encore eu lieu.

Conscient que l'encrassement des coques de navires est de plus en plus considéré comme un vecteur d'invasion, le CIEM a recommandé quatre actions en vue d'évaluer et d'atténuer les introductions d'encrassement biologique (CIEM, 2019). Toutefois à l'heure actuelle, de nombreux vecteurs d'invasion ne l'objet d'aucune réglementation à l'échelle mondiale (voir ci-après).

Au niveau mondial, les informations disponibles sur les ENI sont très variables sur le plan spatial, temporel et taxonomique. Dans de nombreuses régions, ces espèces ne font l'objet d'aucune enquête ni d'aucun suivi systématique. On observe également d'importants déséquilibres quant à l'étendue et à la portée de la couverture et de l'expertise taxonomique : les informations disponibles sont nettement meilleures pour les espèces plus grandes et plus visibles (c'est-à-dire les poissons et les grands crustacés) que pour les espèces plus petites et moins visibles (c'est-à-dire les vers et les autres petits invertébrés).

Il est important de noter que les conséquences des invasions marines peuvent prendre un temps considérable avant d'apparaître et sont notoirement difficiles à quantifier. Il y a souvent des décalages entre le moment où une ENI est introduite dans un nouveau lieu et celui où

² Organisation maritime internationale, document BWM/CONF/36, annexe.

l'espèce est détectée ou les impacts constatés. En outre, souvent, d'importantes données de référence antérieures à l'invasion ne sont pas disponibles. Il est donc difficile d'attribuer spécifiquement aux ENI les changements observés dans les écosystèmes, surtout lorsque beaucoup d'autres facteurs de stress externes influent les écosystèmes marins. Cependant, la création d'inventaires de référence mondiaux ou régionaux, suggérée par Tsiamis et al. (2019) pour les pays de l'Union européenne,

permettrait de mieux comprendre l'évolution des ENI dans l'espace et dans le temps ainsi que leurs impacts sur les écosystèmes et le bien-être humain. Ils reconnaissent néanmoins la nécessité d'une validation critique de ces inventaires de manière à garantir leur adéquation à l'usage prévu. On trouvera ci-après la première analyse complète de la situation de base et des tendances concernant plusieurs groupes taxonomiques et spécifique aux régions (voir section 4).

3. Conséquences pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Les ENI font obstacle à la réalisation de l'objectif de développement durable n° 14 (Conserver et exploiter de manière durable les océans, les mers et les ressources marines aux fins du développement durable) en contribuant à la dégradation des habitats côtiers ainsi qu'à celle des biens et services écosystémiques qui leur sont associés. Mais elles peuvent également affecter directement ou indirectement la réalisation de nombreux autres objectifs³ [voir Conseil international pour la science (CIUS) et al., 2017]. La réalisation de l'objectif n° 1 (Éliminer la pauvreté sous toutes ses formes et partout dans le monde) peut être entravée par la propagation continue des ENI dont l'effet négatif direct ou indirect sur la pêche et l'aquaculture altère la structure et la fonction des écosystèmes, en particulier dans le cas des petits États insulaires en développement et des pays les moins avancés, qui ne disposent pas de réglementations, de politiques, ni de plans de surveillance, de détection précoce et de réaction rapide concernant ces espèces. De même, les ENI pourraient compromettre la réalisation de l'objectif n° 2 (Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable) en compromettant la sécurité et la sûreté des produits de la mer au moyen des mêmes mécanismes. Dans de nombreux cas, les ENI, en particulier celles susceptibles de nuire à la santé humaine, peuvent être considérées

comme un contaminant biologique. Ainsi, la propagation continue des ENI à l'échelle mondiale, en particulier des agents pathogènes humains tels que *Vibrio cholerae*, a également une incidence sur la réalisation de l'objectif n° 3 (Permettre à tous de vivre en bonne santé et promouvoir le bien-être de tous à tout âge). Certaines ENI sont capables d'altérer considérablement les environnements et les communautés côtières marines, et pourraient par conséquent contrarier la réalisation de l'objectif n° 6 (Garantir l'accès de tous à l'eau et à l'assainissement et assurer une gestion durable des ressources en eau). De plus en plus d'éléments montrent que de nombreuses ENI marines qui provoquent un encrassement biologique sont capables de tirer profit de structures anthropogéniques, notamment des quais, des plateformes pétrolières et des parcs éoliens. Étant donné que la demande croissante d'énergie entraîne le développement d'infrastructures côtières et offshore, les ENI pourraient également entraver la réalisation de l'objectif n° 7 (Garantir l'accès de tous à des services énergétiques fiables, durables et modernes, à un coût abordable). La croissance durable de la pêche et de l'aquaculture pourrait être compromise dans les régions où les ENI continuent de se propager de manière incontrôlée. Ainsi, elles peuvent compromettre la réalisation de l'objectif n° 8 (Promouvoir une croissance économique soutenue, partagée et

³ Résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

durable, le plein emploi productif et un travail décent pour tous) et de l'objectif n° 9 (Bâtir une infrastructure résiliente, promouvoir une industrialisation durable qui profite à tous et encourager l'innovation).

La bonne gouvernance des océans, associée à l'objectif n° 16 (Promouvoir l'avènement de sociétés pacifiques et inclusives aux fins du développement durable, assurer l'accès de tous à la justice et mettre en place, à tous les niveaux, des institutions efficaces, responsables et ouvertes à tous) pourrait s'avérer capitale pour l'amélioration de la compréhension des ENI marines et de leurs impacts à l'échelle mondiale. Cette gouvernance pourrait inclure la mise en place d'un cadre de signalement ou d'une base de données qui permettrait de consigner les distributions en constante évolution des ENI, favorisant ainsi une gestion ou une élaboration de politiques éclairées dans des zones allant au-delà des juridictions nationales. Les informations de base sur les ENI font en outre défaut pour de nombreux écosystèmes marins (voir sections 2 et 4 ci-après). À cet égard, des partenariats et un renforcement des capacités à l'échelle internationale peuvent être considérés au titre de l'objectif n° 17 (Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser). Une lenteur des progrès vers la réalisation des objectifs de développement durable pourrait exacerber la propagation et les impacts des ENI. Par exemple, sans avancée en faveur de l'objectif n° 13 (Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions), les rares écosystèmes marins qui ne comptent actuellement qu'un nombre limité d'ENI, comme l'océan Arctique et l'océan Austral (voir section 4 ci-après), pourraient connaître une recrudescence marquée des invasions à mesure que ces environnements deviennent plus adaptés à une grande variété de taxons ainsi qu'avec la dégradation ou la disparition des barrières abiotiques et biotiques à l'invasion.

Les ENI sont également abordées dans d'autres documents internationaux relatifs aux

politiques, en particulier ceux qui concernent la biodiversité, étant donné la corrélation négative entre les deux. Par exemple, la Convention sur la diversité biologique⁴ reconnaît la menace que représentent les ENI et son article 8 h) prévoit que chaque Partie contractante doit, dans la mesure du possible et s'il y a lieu, empêcher d'introduire, de contrôler ou d'éradiquer les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces. La plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques a également reconnu les impacts négatifs des ENI à travers le monde et a lancé un processus d'évaluation de ces espèces.

Certaines ENI peuvent nuire à la santé et au bien-être des êtres humains. Par exemple, les bactéries *Vibrio* et les espèces d'algues nuisibles (dinoflagellés, diatomées et cyanobactéries) introduites qui créent des toxines peuvent avoir un impact négatif sur le biote marin et les consommateurs humains. On s'attend à une aggravation de leurs effets à mesure qu'elles tirent avantage des changements climatiques (Ruiz et al., 2000; Paerl et Huisman, 2009). Dans la Méditerranée fortement envahie, neuf ENI venimeuses et toxiques provenant de l'océan Indien ou du bassin indo-pacifique occidental présentent des risques pour la santé humaine (Galil, 2018). En outre, le poisson-lion de l'Indo-Pacifique *Pterois volitans* produit une toxine dangereuse pour l'être humain, bien qu'elle entraîne rarement la mort. Nous ne disposons cependant que d'informations fragmentaires sur les tendances spatiales et temporelles de ces impacts sur la santé humaine. En effet, l'insuffisance des diagnostics et des signalements freine l'évaluation quantitative de l'incidence mondiale des cas traités médicalement. L'ignorance de l'étendue et de la gravité de ces risques émergents pour la santé publique, ainsi que des tendances qui les caractérisent, peut donc entraver les analyses de risque.

Qu'elles aient été introduites volontairement ou non, certaines ENI ont apporté des avantages économiques malgré un compromis souvent

⁴ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1760, n° 30619.

fragile entre avantages et conséquences écologiques. Par exemple, l'huître du Pacifique a été introduite dans les environnements côtiers du monde entier, notamment en Amérique du Nord, en Amérique du Sud, en Afrique, en Australie et en Europe, ce qui a créé des opportunités économiques avec une production mondiale de plus de 4 millions de tonnes [Shatkin, 1997; Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2019]. Toutefois, dans de nombreux endroits, cette espèce s'est répandue au-delà des lieux de culture avec, dans certaines régions, des conséquences néfastes sur la biodiversité indigène, le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être humain (Molnar et al., 2008; Herbert et al., 2016). Le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) a également été utilisé pour créer des débouchés économiques dans des pays du monde entier, mais des évasions à grande échelle peuvent avoir des répercussions écologiques et socioéconomiques négatives (Schröder et de Leaniz, 2011). Dans la mer de Barents,

le crabe royal rouge (*Paralithodes camtschaticus*) a été introduit volontairement pour la pêche, mais il s'est rapidement répandu dans les eaux voisines. Sa population a fortement augmenté, générant ainsi des conflits entre les différents groupes d'utilisateurs ainsi que des répercussions négatives sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes, en particulier dans les fjords côtiers (Falk-Petersen et al., 2011). La mise en place de pêcheries d'ENI a des conséquences à plus long terme, surtout si l'on tient compte de la nécessité de garantir la pérennité de ces pêcheries. En outre, certaines ENI, comme l'herbe des marais salants (*Spartina alterniflora*), introduite volontairement en Chine en tant qu'espèce ingénier, ont considérablement modifié les écosystèmes qu'elles ont envahis (Wan et al., 2009). Schlaepfer et al. (2011) suggèrent que certaines ENI peuvent apporter des avantages sur le plan écologique ou conservatoire, mais prévoir ces avantages est souvent complexe et tributaire du contexte.

4. Principales bases de référence, changements et conséquences spécifiques à la région

4.1. Océan Arctique

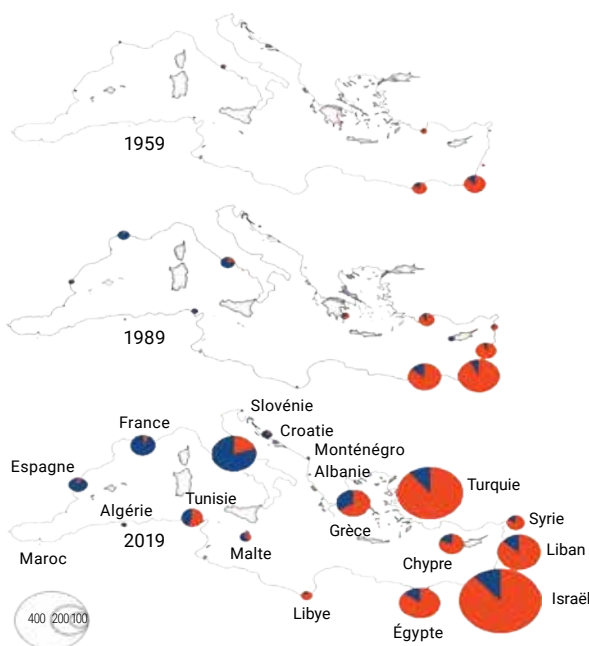
Bien que les évaluations des ENI dans l'océan Arctique à l'échelle du bassin fassent défaut, il semble y avoir relativement peu d'espèces envahissantes à l'heure actuelle (Molnar et al., 2008; Chan et al., 2013). Cependant, compte tenu de la rapidité des changements environnementaux, notamment l'augmentation des températures et la réduction de la banquise, ces eaux pourraient alors devenir un habitat approprié pour un certain nombre d'espèces envahissantes potentielles à l'avenir (Ware et al., 2016; Goldsmit et al., 2018). En outre, cette mutation de l'environnement pourrait transformer la présence de vecteurs d'invasion d'origine humaine dans l'océan Arctique, en particulier le transport maritime, engendrant une pression accrue des propagules à l'avenir (Miller et Ruiz, 2014).

4.2. Océan Atlantique Nord, mer Baltique, mer Noire, Méditerranée et mer du Nord

Depuis longtemps, la Méditerranée subit des invasions, avec 22 ENI signalées avant 1900 (Galil, 2012). Au début des années 2000, des inventaires de ces espèces ont été engagés au niveau des pays. Et, en 2011, 787 ENI ont été répertoriées dans les eaux marines de l'Union européenne (Macaronésie comprise), avec un pic (242) en Méditerranée occidentale (Tsiamis et al., 2019; voir également Gómez, 2019, concernant 52 espèces de microalgues). Cependant, l'absence de données pour l'est et le sud de la Méditerranée a induit un biais important, puisque le nombre d'ENI est sensiblement plus important dans l'est que dans l'ouest (plus de 400 ENI enregistrées le long de la seule côte d'Israël). La Méditerranée compte 727 ENI métazoaires, et leur nombre augmente rapidement (Galil et al., 2018) (voir

figure ci-après), alors qu'en 2018, seulement 173 ENI et espèces cryptogènes avaient été signalées en mer Noire. Malgré une prise de conscience croissante du rôle joué par le canal de Suez dans les invasions méditerranéennes, aucune mesure visant à atténuer l'augmentation probable des ENI propagules n'est encore envisagée pour le projet du « nouveau canal de Suez », lancé en 2014 en vue d'augmenter considérablement la profondeur et la largeur du canal d'origine (Galil et al., 2017). Ainsi, les principaux vecteurs d'invasion de la Méditerranée comprennent l'introduction du biote de la mer Rouge par le canal de Suez, la navigation, tant commerciale que récréative, la mariculture et le commerce pour les aquariums. Bien que ces derniers vecteurs jouent un rôle moindre dans la prolifération des ENI, certains ont eu des répercussions disproportionnées, notamment l'algue verte (*Caulerpa taxifolia*) introduite par le débordement d'un aquarium (Meinesz et Hesse, 1991) et l'algue brune (*Fucus spiralis*) introduite dans l'emballage des appâts de pêche (Sancholle, 1988).

Évolution temporelle des signalements d'espèces non indigènes en Méditerranée



Source : Agnese Marchini et Bella Galil.

Note : Le rouge indique les espèces introduites par le canal de Suez et le bleu représente les espèces introduites par d'autres vecteurs.

Depuis le début du XXI^e siècle, on constate un taux apparent d'introductions dans la mer Baltique de 3,2 espèces par an, soit presque deux fois plus que le taux de 1,4 espèce par an enregistré entre 1950 et 1999 (CIEM, 2018). Les eaux de ballast et l'encrassement des coques sont les principaux vecteurs d'introduction primaire, suivis par la propagation naturelle des ENI introduites par les rivières et la mer du Nord. La plupart des ENI de la mer Baltique sont originaires d'Amérique du Nord, de la région ponto-caspienne et d'Asie de l'Est, mais les introductions d'ENI subtropicales ont récemment augmenté, au point que l'on a enregistré un total de 174 ENI et espèces cryptogènes en mer Baltique (AquaNIS, 2019; Ojaveer et al., 2017; CIEM, 2018). Toutefois, d'importantes incertitudes subsistent quant à la direction et à l'ampleur des répercussions des ENI, même les plus répandues, sur la structure et la dynamique des écosystèmes de la mer Baltique (Ojaveer et Kotta, 2015).

Malgré un certain recoupement des études, les ENI signalées dans l'Atlantique Est comprennent au moins 80 espèces en mer du Nord (Reise et al., 2002), 90 dans les eaux autour du Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord (Minchin et al., 2013), 104 dans les eaux atlantiques françaises (Gouletquer et al., 2002) et plus de 100 dans la Manche (Dauvin et al., 2019). Au moins 189 ENI ont été signalées dans l'Atlantique Ouest (Ruiz et al., 2015), mais leur nombre est probablement plus élevé. Des listes régionales validées sont requises à des fins politiques et de gestion.

4.3. Océan Atlantique Sud et Caraïbes

Les données sur les ENI dans l'océan Atlantique Sud et les Caraïbes sont incomplètes, tant sur le plan spatial que temporel. Les premières compilations historiques proviennent d'Afrique du Sud, où 12 ENI ont été signalées au début des années 1990, dont deux espèces envahissantes mondiales, le crabe vert européen (*Carcinus maenas*) et la moule bleue (*Mytilus galloprovincialis*) (Griffiths et al., 1992). Mead et al. (2011) ont réévalué les événements d'ENI dans la région et en ont répertorié 86, distinguant

l'eau de ballast et l'encrassement des navires comme principaux vecteurs. En dehors de l'Afrique du Sud, la présence d'ENI sur la côte de l'Atlantique Sud-Est reste globalement peu étudiée, bien qu'une étude récente angolaise ait fait état de 29 ENI (Barros Pestana et al., 2017). Dans l'Atlantique Sud-Ouest, les premières compilations, qui concernaient l'Argentine et l'Uruguay, ont détecté 31 ENI, dont une espèce introduite volontairement (l'huître du Pacifique) (Orensanz et al., 2002). Une réévaluation récente pour cette région a mis en évidence plus de 120 ENI de divers groupes taxonomiques (allant des virus aux plantes et poissons), dont 33 nouvelles détections depuis 2002 (Schwindt et al., 2020), et, comme pour l'Afrique du Sud, les navires ont été le principal vecteur d'introduction de ces espèces. Les dernières enquêtes menées au Brésil ont relevé 73 ENI (Lopes et al., 2009; Teixeira et Creed, 2020), le long d'un vaste littoral avec une longue tradition de transport maritime, ce qui suggère une éventuelle sous-évaluation de la véritable richesse des ENI. Il existe peu de données pour la côte Atlantique Nord de l'Amérique du Sud (de la Guyane française au Guyana), où les ENI n'ont suscité qu'un faible intérêt (Schwindt et Bortolus, 2017). Aucune compilation exhaustive n'est disponible pour la région des Caraïbes au sens large, malgré l'existence d'informations à plus petite échelle pour la République bolivarienne du Venezuela, où 22 ENI ont été découvertes (Pérez et al., 2007), et la Colombie, où 16 ENI ont été signalées (Gracia et al., 2011). Le poisson-lion *Pterois volitans* est l'une des ENI les plus problématiques et les plus étudiées dans la région des Caraïbes. De même, deux coraux solaires envahissants, *Tubastraea coccinea* et *T. tagusensis*, se sont rapidement répandus dans l'Atlantique tropical Ouest et dans le golfe du Mexique, faisant concurrence aux coraux indigènes, les envahissant et les remplaçant (Creed et al., 2017).

4.4. Océan Indien, mer d'Arabie, golfe du Bengale, mer Rouge, golfe d'Aden et golfe Persique

Les registres régionaux des ENI sont incomplets, tant sur le plan spatial que temporel. Malgré la taille et la diversité de l'océan Indien,

les études sur les ENI marines dans cette région sont rares. Elles sont principalement qualitatives et géographiquement dispersées, ce qui engendre des lacunes importantes en matière de connaissances (Commission de l'océan Indien, 2016). Par exemple, deux algues rouges (*Eucheuma denticulatum* et *Kappaphycus alvarezii*) originaires des Philippines ont été introduites pour la mariculture le long de la côte de l'Afrique de l'Est (Kenya, République-Unie de Tanzanie et Mozambique) ce qui a eu des répercussions néfastes (Bergman et al., 2001; Halling et al., 2013). *K. alvarezii* a également été introduite le long de la côte occidentale de l'Inde et s'est répandue dans la réserve de biosphère du golfe de Mannar, où elle a porté atteinte aux coraux indigènes (Chandrasekaran et al., 2008). Comme ailleurs, les introductions volontaires ont été attribuées aux activités de mariculture développées pour lutter contre l'insécurité alimentaire et au profit du commerce des animaux d'aquarium, pour des raisons économiques, tandis que les introductions involontaires sont principalement dues aux activités de transport maritime ou de transport sur des objets flottants (Commission de l'océan Indien, 2016; Anil et al. 2003).

4.5. Océan Pacifique Nord

L'océan Pacifique Nord est vaste et diversifié sur le plan biogéographique et, comme dans d'autres régions, les rapports sur les ENI sont incomplets. Toutefois, en 2012, au moins 747 ENI avaient été signalées dans les 23 écorégions étudiées (qui comprennent Hawaï, États-Unis d'Amérique, et le nord de l'Indo-Pacifique central), un nombre similaire à celui rapporté en Méditerranée. Plus de 70 % de ces espèces appartiennent à quatre phyla, à savoir les arthropodes (224), les chordés (tuniciers et poissons) (114), les mollusques (110) et les annélides (89) (Lee et Reusser, 2012; Kestrup et al., 2015). Alors que 32 % d'entre elles étaient originaires d'autres régions de l'océan Pacifique Nord, 48 % étaient natives de régions situées en dehors de l'océan Pacifique Nord et 20 % étaient cryptogéniques (Lee et Reusser, 2012; Kestrup et al., 2015). Le Pacifique Nord-Est (368 ENI) et Hawaï (347 ENI) ont connu un nombre similaire d'espèces envahissantes,

tandis que des chiffres moindres ont été observés dans le Pacifique Nord-Ouest (208) et dans le nord de l'Indo-Pacifique central (75), peut-être en raison de niveaux d'effort échantillonnage différents. En outre, il importe de noter que, en raison de l'absence d'effort de recensement systématique dans au moins 27 autres écorégions de l'océan Pacifique Nord, et principalement en Asie du Sud-Est (Spalding et al., 2007), le nombre d'ENI devrait être plus élevé pour l'ensemble de l'océan Pacifique Nord. Certaines études plus complètes ont été menées à des échelles spatiales plus petites ou ont porté sur des groupes taxonomiques spécifiques. Par exemple, au moins 6 ENI planctoniques et 10 ENI d'algues présentes dans la mer de Bohai et dans les ports chinois (Qiao, 2019) n'ont pas été signalées précédemment dans les enquêtes de référence (Liu, 2008; Wang et Li, 2006), et la baie de San Francisco compte plus de 234 ENI (Cohen et Carlton, 1998).

Comme pour d'autres régions, les eaux de ballast, l'encrassement des coques, l'empoisonnement volontaire, les évasions de l'aquaculture, les espèces associées à l'aquaculture ainsi que le commerce d'animaux d'aquarium et de plantes sont autant de vecteurs capitaux pour le Pacifique Nord. L'empoisonnement volontaire et les évasions de l'aquaculture ont été des vecteurs plus importants dans le Pacifique Nord-Ouest que dans le Pacifique Nord-Est ou à Hawaï, ce qui explique probablement la plus grande ampleur des efforts relatifs à l'aquaculture en Asie. Autre différence entre ces deux régions du Pacifique, le Pacifique Nord-Est présente un plus grand nombre d'ENI associés à l'aquaculture (environ 42 % des ENI), un phénomène qui s'explique probablement par la multitude d'ENI introduites par l'importation de l'huître de l'Atlantique (*Crassostrea virginica*) de la côte atlantique de l'Amérique du Nord et celle de l'huître du Pacifique d'Asie, ce qui a entraîné l'établissement de nombreux « auto-stoppeurs » en dehors de leur aire de répartition d'origine. Le renforcement de la réglementation au cours des dernières décennies a permis de réduire efficacement le nombre de mouvements involontaires d'ENI liés à l'aquaculture. En 2011, le terrible séisme qui a frappé l'est du Japon et le tsunami qui en a résulté ont fourni un vecteur unique pour le transport

d'espèces indigènes par le Pacifique Nord du Japon vers Hawaï et l'Amérique du Nord (Carlton et al., 2017; Therriault et al., 2018).

4.6. Océan Pacifique Sud

L'état des bioinvasions marines n'a fait l'objet d'aucune évaluation synthétique diversifiée sur le plan géographique, culturel et écologique dans la zone du Pacifique Sud. La plupart des informations existantes proviennent de la littérature et des études de terrain entreprises depuis la fin des années 1990 en Australie, en Nouvelle-Zélande et au Chili. Une analyse documentaire combinée à des enquêtes sur les ENI dans 41 ports de commerce australiens entre 1995 et 2004 a permis de détecter 132 ENI dans toute l'Australie (Sliwa et al., 2009) dont 100 dans la seule baie de Port Phillip (Hewitt et al., 2004). Les ENI étaient présentes en plus grand nombre dans le sud tempéré de l'Australie que dans le nord tropical (Hewitt, 2002), mais une moins bonne résolution taxonomique, les environnements tropicaux, la présence de centres urbains plus grands et la plus longue tradition de navigation du sud de l'Australie faussent ces tendances (Hewitt et Campbell, 2010). Combinées à des documents publiés, des fonds de musée et des soumissions au service chargé de la taxonomie des espèces marines envahissantes, Marine Invasives Taxonomic Service, (Ice-field et al., 1998; Kospartov et al., 2010), quarante-trois enquêtes de référence similaires menées en Nouvelle-Zélande (Seaward et al., 2015) entre 2001 et 2007 montrent qu'en mars 2018, 377 ENI avaient été détectées dans les eaux marines du pays (214 espèces sont considérées comme établies dans les systèmes récepteurs, tandis que les 163 restantes ont été détectées uniquement sur des navires ou des structures transitoires, ou représentaient des introductions ratées). Quarante-six nouvelles ENI ont été enregistrées entre 2010 et 2018, dont seulement 15 semblent s'être établies (Seaward et Inglis, 2018).

Au moins 53 ENI marines ont été signalées au Chili (1 herbe de mer, 15 algues, 26 invertébrés et 11 poissons) (Castilla et Neill, 2009; Turon et al., 2016). Ces chiffres sont toutefois probablement sous-estimés. En effet, il y a

vraisemblablement eu peu d'études sur les accumulations d'encrassement biologique dans les ports, où les espèces introduites ont tendance à être plus abondantes. Par exemple, 53 ENI d'invertébrés marins ont été récemment observées dans les îles Galápagos, en Équateur (Carlton et al., 2019), dont 30 (57 %) ont été découvertes pour la première fois lors d'enquêtes portant sur les plaques d'encrassement et le littoral et menées autour des quais et des infrastructures de navigation. Cárdenas-Calle et al. (2019) ont recensé 6 ENI en Équateur continental.

Il existe peu d'informations sur la répartition et l'impact des ENI dans les pays et territoires insulaires du Pacifique, car relativement peu d'études systématiques ont été réalisées dans la région. Des enquêtes menées aux Samoa américaines (États-Unis) en 2002 ont permis de recenser 17 ENI, habituellement connues pour leur importante couverture géographique mais dont la plupart se trouvaient uniquement dans le port de Pago Pago (Coles et al., 2003). Quarante ENI ont été détectées à Guam, États-Unis, (Paulay et al., 2002) et une enquête préliminaire sur les accumulations d'encrassement dans le port de Malakal (Palaos), a permis de répertorier 11 ENI (Campbell et al., 2016), comprenant dans chaque cas principalement des ascidies, des bryozoaires, des hydroïdes et des mollusques bivalves. Six ENI, comprenant cinq invertébrés et une algue, ont été observées dans l'atoll isolé de Palmyra, aux États-Unis (Knapp et al., 2011). Des efflorescences d'algues fucoïdes nuisibles, probablement propagées par le transport maritime, ont été signalées à Tahiti (France) (Stiger et Payri, 1999) et aux Tuvalu (De Ramon N'Yeurt et Iese, 2013).

La présence de plus de 80 % des ENI connues en Australie et en Nouvelle-Zélande a été associée à leur transport accidentel dans les eaux de ballast ou par l'encrassement biologique (Hewitt et Campbell, 2010; Kospartov et al., 2010), tandis que les introductions délibérées d'espèces aquacoles ont représenté moins de 2 % des signalements. Les introductions d'espèces aquacoles ont été plus nombreuses au Chili et au Pérou (Castilla et Neill, 2009), ainsi que dans les pays et territoires insulaires du Pacifique, dans lesquels au moins 38 ENI

ont été transportées de manière délibérée au cours des 50 dernières années en vue de créer des pêcheries ou des entreprises d'aquaculture à petite échelle (Eldredge, 1994). Dans les années 1970 et 1980, la moule verte (*Perna viridis*), originaire des Philippines, a été introduite successivement en Nouvelle-Calédonie (France), aux Fidji, aux Tonga, aux îles de la Société (France), aux Samoa et aux Îles Cook (Baker et al., 2007).

4.7. Océan Austral

Le courant circumpolaire antarctique constitue un obstacle important à la dispersion naturelle et a probablement contribué au caractère unique des communautés de l'océan Austral. Celui-ci comporte en outre des plateaux continentaux limités en eau peu profonde et sa faune est peu décrite (Brandt et al., 2007). Les vecteurs les plus probables des ENI vers ces eaux seraient le transport direct par l'être humain, par exemple le transport maritime, ou le transport indirect sur de longues distances au moyen de débris marins artificiels (Lewis et al., 2003; Barnes et al., 2006; Hughes et Ashton, 2017). Aussi, les ENI qui atteindraient ces environnements seraient confrontées à des conditions environnementales difficiles. Mais avec l'accélération des changements climatiques, ces eaux pourraient devenir plus sujettes aux invasions. À ce jour, seule l'araignée de mer de l'Atlantique Nord (*Hyas araneus*) semble avoir été introduite dans l'océan Austral par les activités humaines (Tavares et de Melo, 2004), mais il est probable que cette situation évolue à l'avenir. Plusieurs espèces envahissantes pourraient alors inclure la moule bleue (Lee et Chown, 2007), l'étoile de mer prédatrice (*Asterias amurensis*) (Byrne et al., 2016) et le varech (*Undaria pinnatifida*) (James et al., 2015). En raison de sa biodiversité relativement faible, de sa structure écosystémique simple et de ses associations uniques dominées par des organismes à corps mou, le système de l'océan Austral pourrait être particulièrement vulnérable aux introductions d'ENI, en particulier d'espèces prédatrices avec des répercussions potentiellement majeures.

5. Perspectives

Tandis que l'introduction des ENI persiste en raison des activités humaines, des analyses temporelles n'ont pas été possibles dans de nombreuses régions car les informations sur ces espèces sont très mal documentées, voire totalement absentes. Aussi, les changements climatiques, associés à d'autres facteurs de changement dans les océans, notamment la pollution de l'eau, les fortes tempêtes et la surpêche, entraîneront probablement une plus forte abondance, l'augmentation des aires de répartition et une aggravation des conséquences des ENI, car ils modifieront les écosystèmes récepteurs dans lesquels les espèces indigènes seront de plus en plus stressées ainsi que la connectivité que l'être humain induit par des changements de vecteurs et de voies d'invasion. Environ 40 % de la population mondiale vit dans des communautés côtières. Ceci engendre une pression accrue sur les écosystèmes marins côtiers en raison des multiples activités et de leurs conséquences qui contribuent à l'introduction et à la propagation des ENI, notamment la navigation de plaisance, l'agriculture marine, la pollution terrestre et les déchets marins, les installations et l'aménagement côtiers, la production d'énergie et les multiples activités d'extraction (pétrole et gaz, sédiments et poissons). On prévoit, dans des régions telles que l'Arctique, que l'évolution des conditions environnementales renforcera la probabilité de nouvelles espèces envahissantes issues de divers taxons (par ex., Goldsmit et al., 2018). Elle pourrait également entraîner des changements dans les trajets de transport maritime, avec un trafic qui devrait s'intensifier le long de la route maritime du Nord et devenir possible le long du passage du Nord-Ouest, entraînant donc une augmentation de l'offre de propagules (Miller et Ruiz, 2014).

Malgré les risques que constituent les ENI, elles sont largement sous-représentées dans les bases de données et les registres existants, de sorte que bon nombre des défis inhérents à la gestion de ces espèces résultent

de la nature limitée ou incomplète de la base de connaissances. L'ampleur et la portée de ce manque de connaissances sont difficiles à évaluer. Il varie selon les taxons, les habitats et les régions, et doit beaucoup à l'inaccessibilité des écosystèmes marins, qui s'explique par des facteurs tels que les coûts plus élevés de la recherche par rapport aux autres écosystèmes, le manque d'expertise et l'absence d'intérêt pour les ENI qui ne servent pas les besoins humains ni ne les contrecarrent. En règle générale, les conséquences d'une ENI ne sont bien documentées que si elle présente des avantages ou est très destructrice. Ainsi, les impacts de la grande majorité des ENI marines n'ont pas fait l'objet d'études quantitatives ou expérimentales sur des périodes de temps et des échelles spatiales suffisamment importantes et restent inconnus, tout comme leurs liens cumulatifs et synergiques avec d'autres facteurs de changement affectant le milieu marin (Ojaveer et al., 2015).

La gestion des vecteurs est la stratégie la plus efficace pour prévenir le transfert de plantes et d'animaux, car elle limite l'introduction et la propagation des ENI marines. Étant donné l'absence de contrôle efficace du transfert de propagules par les principaux vecteurs, cette gestion se limite à des efforts souvent vains d'éradication, d'élimination et de contrôle. Les ENI dont on sait ou soupçonne qu'elles causent des dommages, et qui sont détectées alors qu'elles sont confinées à une zone limitée, devraient être supprimées afin d'atténuer les coûts de gestion permanents à long terme. Une fois les ENI largement répandues, leur éradication ou leur élimination est pratiquement impossible et les efforts pour réduire la population à un niveau économiquement ou écologiquement acceptable sur le long terme ne sont que rarement efficaces (Forrest et Hopkins, 2013). Jusqu'à présent, la législation, les réglementations et les politiques ont été réactives et fragmentaires, et ont souvent fait suite à des épidémies désastreuses et coûteuses de populations d'ENI. La

Convention des Nations Unies sur le droit de la mer⁵ a été le premier instrument mondial juridiquement contraignant à traiter de l'introduction volontaire ou accidentelle d'espèces marines. Malgré la mise en place en 1991 de directives destinées à prévenir l'introduction d'organismes aquatiques indésirables et de pathogènes provenant des rejets d'eaux de ballast et de sédiments des navires et malgré l'entrée en vigueur de la Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et des sédiments des navires⁶ en 2017, la gestion de l'encrassement biologique des navires n'est pas encore obligatoire, et ce, en dépit des directives de l'OMI adoptées en 2011 [OMI, 2019; résolution MEPC.207(62) de l'OMI]. En outre, dans son plan stratégique 2011-2020 pour la biodiversité et les objectifs d'Aichi en matière de biodiversité⁷, la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique a demandé que les espèces exotiques envahissantes et leurs voies d'entrée soient répertoriées et classées par ordre de priorité, que les espèces prioritaires soient contrôlées ou éradiquées et que des mesures soient prises pour gérer les voies d'entrée d'ici 2020,

un objectif qui ne sera pas atteint. L'objectif de la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » de l'Union européenne, qui consiste à garantir, entre autres, que d'ici 2020, les ENI se situent à des niveaux qui ne nuisent pas aux écosystèmes, pourrait également ne pas être atteint. Le règlement (UE) n° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes, qui ne portait que sur les espèces largement répandues et celles « considérées comme préoccupantes pour l'Union », a également peu de chances d'être efficace dans les écosystèmes marins, étant donné qu'une seule espèce marine a été répertoriée jusqu'à présent. Malgré l'existence de certaines réglementations au niveau national, notamment en Australie, au Canada, en Nouvelle-Zélande et aux États-Unis, il n'existe toujours pas de cadres et d'outils juridiquement contraignants et strictement contrôlés pour lutter contre les principaux vecteurs d'introduction mondiaux et régionaux, tels que l'encrassement biologique, la culture et le commerce d'organismes vivants ainsi que les canaux maritimes.

6. Divers

Depuis longtemps, il est reconnu que les ENI constituent une menace majeure pour la biodiversité indigène (Bax et al., 2003). Pourtant, elles ont été largement négligées dans le cadre de la planification, de la réglementation et de la gestion de la conservation et des zones protégées (Giakoumi et al., 2016; Mačić et al., 2018). Compte tenu des engagements mondiaux visant à établir et à étendre les zones de conservation (à savoir la cible 11 des objectifs d'Aichi en matière de biodiversité, l'article 8 de la Convention sur la diversité biologique et l'objectif de développement durable n° 14), cette absence de prise en compte peut entraver les efforts de conservation, notamment l'efficacité des zones marines protégées, dans

les régions envahies par les ENI (Galil, 2017; Iacarella et al., 2019). Dans les Caraïbes et dans le golfe du Mexique, d'importantes populations de poissons-lions de l'Indo-Pacifique (*Pterois volitans* et *P. miles*) ont été recensées dans des zones marines protégées, où elles ont altéré la biodiversité indigène (Ruttenberg et al., 2012; Aguilar-Perera et al., 2017). De la même façon, en Méditerranée, de nombreuses espèces érythréennes sont devenues les habitants les plus visibles des zones marines protégées, car elles ont délogé et remplacé les espèces indigènes, avec pour conséquence la réduction à néant des efforts engagés pour la conservation marine et l'entrave à la reconstitution des stocks d'espèces importantes sur

⁵ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

⁶ OMI, document BWM/CONF/36, annexe.

⁷ Programme des Nations Unies pour l'environnement, document UNEP/CBD/COP/10/27, annexe, décision X/2, annexe.

le plan économique et écologique (Jimenez et al., 2016; Galil, 2018; Stern et Rothman, 2019).

Jusqu'à présent, peu d'ENI ont été signalées dans des zones ne relevant pas de la juridiction nationale. Cela peut s'expliquer par le peu d'enquêtes réalisées visant à détecter les ENI dans ces écosystèmes, mais il est également possible que la plupart des ENI signalées dans le monde se trouvent principalement dans les eaux côtières (celles de tous les continents). En outre, étant donné l'insuffisance des descriptions concernant les communautés abyssales océaniques, certaines ENI potentielles détectées pourraient ne pas être reconnues comme telles et être classées, au moins initialement, comme espèces indigènes. Ce fut le cas en Amérique du Sud avec l'espèce *Spartina alterniflora*, où des « mirages écologiques » ont masqué la situation réelle (Bortolus et al., 2015).

À l'échelle mondiale, les ENI marines présentent des risques majeurs pour la biosécurité et la biodiversité, mais la détermination

et l'atténuation de ces risques sont moindres par rapport aux efforts comparables déployés dans les systèmes terrestres, où les parasites agricoles et forestiers sont depuis plus longtemps au cœur des préoccupations. Étant donné que les données existantes sur les ENI marines sont souvent rares et incomplètes, peut-être en raison de contraintes logistiques et de capacité, des efforts plus importants doivent être faits pour documenter les ENI, leurs vecteurs et leurs voies d'entrée, ainsi que leurs impacts à des échelles spatiales plus larges. Les politiques visant à prévenir les introductions ainsi que l'élaboration de plans de détection précoce et d'intervention rapide peuvent réduire les répercussions potentielles des ENI. Un financement spécifique, une volonté politique et un renforcement des capacités en matière de science des invasions sont nécessaires pour comprendre et, à terme, gérer efficacement les ENI marines et leurs vecteurs à l'échelle mondiale. Ce n'est qu'alors qu'il sera possible de garantir la durabilité des écosystèmes marins.

Références

- Aguilar-Perera, A., and others (2017). Lionfish invaded the mesophotic coral ecosystem of the Parque Nacional Arrecife Alacranes, Southern Gulf of Mexico. *Marine Biodiversity*, vol. 47, No. 1, pp. 15–16.
- Anil, Arga, and others (2003). *Ballast Water Risk Assessment: Ports of Mumbai and Jawaharlal Nehru India, October 2003, Final Report*. <https://doi.org/10.13140/2.1.3554.9768>.
- AquaNIS. Editorial Board (2019). Information system on Aquatic Non-Indigenous and Cryptogenic Species. 23 October, 2019. www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis.
- Baker, Patrick, and others (2007). Range and dispersal of a tropical marine invader, the Asian green mussel, *Perna viridis*, in subtropical waters of the southeastern United States. *Journal of Shellfish Research*, vol. 26, No.2, pp. 345–356.
- Barnes, David K.A., and others (2006). Incursion and excursion of Antarctic biota: past, present and future. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 15, No.2, pp. 121–142.
- Barros Pestana, Lueji, and others (2017). A century of introductions by coastal sessile marine invertebrates in Angola, South East Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 125, No. 1, pp. 426–32. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.041>
- Bax, Nicholas, and others (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, vol. 27, No.4, pp. 313–323.
- Bergman, Kajsa C., and others (2001). Influence of algal farming on fish assemblages. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 42, No. 12, pp. 1379–1389.
- Bortolus, Alejandro, and others (2015). Reimagining South American coasts: unveiling the hidden invasion history of an iconic ecological engineer. *Diversity and Distributions*, vol. 21, No. 11, pp. 1267–1283.

- Brandt, Angelika, and others (2007). First insights into the biodiversity and biogeography of the Southern Ocean deep sea. *Nature*, vol. 447, No. 7142, p. 307.
- Byrne, Maria, and others (2016). From pole to pole: the potential for the Arctic seastar *Asterias amurensis* to invade a warming Southern Ocean. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 12, pp. 3874–3887.
- Campbell, Marnie L., and others (2016). Marine pests in paradise: capacity building, awareness raising and preliminary introduced species port survey results in the Republic of Palau. *Management of Biological Invasions*, vol. 7, No. 4, pp. 351–363.
- Cárdenas-Calle, M., and others (2019). First report of marine alien species in mainland Ecuador: threats of invasion in rocky shores. In *Island invasives: scaling up to meet the challenge*, C.R. Veitch, and others, eds. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 62, Gland, Switzerland, pp. 452–457.
- Carlton, James T. (1996). Biological invasion and cryptogenic species. *Ecology*, vol. 77, No.6, pp. 1653.
- _____ (1999). The scale and ecological consequences of biological invasions in the world's oceans. In *Invasive Species and Biodiversity Management*, Sandlund Odd Terje and others, eds., p. 431. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Carlton, James T., and others (2019). Assessing marine bioinvasions in the Galápagos Islands: implications for conservation biology and marine protected areas. *Aquatic Invasions*, vol. 14, No.1, pp. 1–20.
- Carlton, James T., and Gregory M. Ruiz (2005). Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks. *Invasive Alien Species: A New Synthesis*, vol. 63, pp. 36.
- Carlton, James T., and others (2017). Tsunami-driven rafting: transoceanic species dispersal and implications for marine biogeography. *Science*, vol. 357, No. 3658, pp. 1402-1406.
- Castilla, Juan C., and Paula E. Neill (2009). Marine bioinvasions in the southeastern Pacific: status, ecology, economic impacts, conservation and management. In *Biological Invasions in Marine Ecosystems*, pp. 439–457. Springer.
- Chan, Farrah T., and others (2013). Relative risk assessment for ballast-mediated invasions at Canadian Arctic ports. *Biological Invasions*, vol. 15, No. 2, pp. 295–308.
- Chandrasekaran, Sivagnanam, and others (2008). Bioinvasion of *Kappaphycus alvarezii* on corals in the Gulf of Mannar, India. *Current Science (00113891)*, vol. 94, No. 9.
- Cohen, Andrew N., and James T. Carlton (1998). Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science*, vol. 279, No. 5350, pp. 555–558.
- Coles, S.L., and others (2003). *Introduced Marine Species in Pago Pago Harbor, Fagatele Bay and the National Park Coast, American Samoa*. Bishop Museum Technical Report 26.
- Costello, Mark John, and others (2010). A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. *PLoS One*, vol. 5, No.8, p. e12110.
- Cranfield, H.J., and others (1998). *Adventive Marine Species*. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington, New Zealand.
- Creed, Joel, and others (2017). The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions*, vol. 19, No. 1, pp. 283–305.
- Crooks, Jeffrey A., and others (2011). Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions*, vol. 13, No. 1, pp. 165–176.
- Darling, John A., and others (2017). Recommendations for developing and applying genetic tools to assess and manage biological invasions in marine ecosystems. *Marine Policy*, vol. 85, pp. 54–64.
- Dauvin, Jean-Claude, and others (2019). The English Channel: Becoming like the Seas around Japan. In *Oceanography Challenges to Future Earth*, pp. 105–120. Springer.
- De Ramon N'Yeurt, Antoine, and Viliamu Iese (2013). *Overabundant Invasive Sargassum in Funafuti, Tuvalu - Report*.
- Eldredge, Lucius G. (1994). Perspectives in aquatic exotic species management in the Pacific Islands. *Introductions of Commercially Significant Aquatic Organisms to the Pacific Islands*, vol. 17, p. 1.

- Falk-Petersen, Jannike, and others (2011). Establishment and ecosystem effects of the alien invasive red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Barents Sea—a review. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, No. 3, pp. 479–488.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2019). FAO Fisheries & Aquaculture – Cultured Aquatic Species Information Programme – *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793). 2019. www.fao.org/fishery/culturedspecies/Crassostrea_gigas/en.
- Forrest, Barrie M., and Grant A Hopkins (2013). Population control to mitigate the spread of marine pests: insights from management of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* and colonial ascidian *Didemnum vexillum*. *Management of Biological Invasions*, vol. 4, No. 4, pp. 317–326.
- Galil, Bella S. (2012). Truth and consequences: the bioinvasion of the Mediterranean Sea. *Integrative Zoology*, vol. 7, No. 3, pp. 299–311.
- _____ (2017). Eyes wide shut: managing bio-invasions in Mediterranean marine protected areas. *Management of Marine Protected Areas: A Network Perspective*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd, 187–206.
- _____ (2018). Poisonous and venomous: marine alien species in the Mediterranean Sea and human health. *Invasive Species and Human Health*, vol. 10, p. 1.
- Galil, Bella S., and others (2017). The enlargement of the Suez Canal—Erythraean introductions and management challenges. *Management of Biological Invasions*, vol. 8, No. 2, pp. 141–152.
- Galil, Bella S., and others (2018). East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 201, pp. 7–16.
- Giakoumi, Sylvaine, and others (2016). Space invaders; biological invasions in marine conservation planning. *Diversity and Distributions*, vol. 22, No. 12, pp. 1220–1231.
- Goldsmid, Jesica, and others (2018). Projecting present and future habitat suitability of ship-mediated aquatic invasive species in the Canadian Arctic. *Biological Invasions*, vol. 20, No. 2, pp. 501–517.
- Gómez, Fernando (2019). Comments on the non-indigenous microalgae in the European seas. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 148, pp. 1–2.
- Gouletquer, Philippe, and others (2002). Open Atlantic coast of Europe—a century of introduced species into French waters. In *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*, pp. 276–290. Springer.
- Gracia, Adriana, and others (2011). Guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia.
- Griffiths, C.L. and others (1992). Marine invasive aliens on South African shores: implications for community structure and trophic functioning. *South African Journal of Marine Science*, vol. 12, No. 1, pp. 713–722.
- Halling, Christina, and others (2013). Introduction of Asian strains and low genetic variation in farmed seaweeds: indications for new management practices. *Journal of Applied Phycology*, vol. 25, No. 1, pp. 89–95.
- Herbert, Roger J.H., and others (2016). Ecological impacts of non-native Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) and management measures for protected areas in Europe. *Biodiversity Conservation*, vol. 25, pp. 2835–2865.
- Hewitt, Chad L. (2002). Distribution and biodiversity of Australian tropical marine bioinvasions. *Pacific Science*, vol. 56, No. 2, pp. 213–222.
- Hewitt, Chad L., and M.L. Campbell (2010). The relative contribution of vectors to the introduction and translocation of invasive marine species. Commissioned by The Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (DAFF), Canberra. www.marinepests.gov.au/what-we-do/research/vectors-introduction-translocation.
- Hughes, Kevin A., and Gail V. Ashton (2017). Breaking the ice: the introduction of biofouling organisms to Antarctica on vessel hulls. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 27, No. 1, pp. 158–164.
- Iacarella, Josephine C., and others (2019). Non-native species are a global issue for marine protected areas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 17, No. 9, pp. 495–501.

- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2005). ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2005.
- _____ (2018). ICES Ecosystem overviews: Baltic Sea.
- _____ (2019). ICES VIEWPOINT: Biofouling on Vessels – What is the Risk, and What Might be Done About It? In Report of the ICES Advisory Committee, 2019, vp.2019.01.
- International Council for Science (ICSU) and others (2017). *SDG14 Conserve and Sustainably Use the Oceans, Seas and Marine Resources for Sustainable Development*. International Council for Science.
- Indian Ocean Commission (2016). Marine invasive species: An emerging threat in the Western Indian Ocean. Ebene: Indian Ocean Commission. <https://studyres.com/doc/1377322/marine-invasive-species---commission-de-l-oc%C3%A9an-indien>.
- International Maritime Organization (IMO) (2019). Status of IMO Treaties. Comprehensive information on the status of multilateral Conventions and instruments in respect of which the International Maritime Organization or its Secretary-General performs depositary or other functions.
- James, Kate, and others (2015). Using satellite-derived sea surface temperature to predict the potential global range and phenology of the invasive kelp *Undaria pinnatifida*. *Biological Invasions*, vol. 17, No. 12, pp. 3393–3408.
- Jimenez, Carlos, and others (2016). Veni, vidi, vici: The successful establishment of the lionfish *Pterois miles* in Cyprus (Levantine Sea). *Rapport Commission International Mer Méditerranée*, vol. 41, p. 417.
- Kestrup, Åsa M., and others (2015). Report of Working Group 21 on Non-indigenous Aquatic Species. *PICES Scientific Report*, No. 48, p. I.
- Knapp, I.S., and others (2011). Records of non-indigenous marine species at Palmyra Atoll in the US Line Islands. *Marine Biodiversity Records*, vol. 4.
- Kospartov, M. and others (2010). Non-indigenous and cryptogenic marine species in New Zealand—Current state of knowledge: Interim report. *Report Prepared for MAFBNZ Project BNZ10740. National Institute of Water and Atmospheric Research, Wellington*.
- Lee, Henry II, and Deborah Reusser (2012). *Atlas of Nonindigenous Marine and Estuarine Species in the North Pacific. Office of Research and Development, National Health and Environmental Effects Research Laboratory. EPA/600/R/12/631*.
- Lee, J.E., and S.L. Chown (2007). *Mytilus* on the move: transport of an invasive bivalve to the Antarctic. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 339, pp. 307–310.
- Lewis, Patrick N., and others (2003). Marine introductions in the Southern Ocean: an unrecognised hazard to biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 46, No. 2, pp. 213–223.
- Liu, Ruiyu (2008). *Checklist of Marine Biota of China Seas*. Science Press.
- Lopes, Rubens M., and others (2009). *Informe Sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas No Brasil*. 574.5 INF.
- Mačić, Vesna, and others (2018). Biological invasions in conservation planning: a global systematic review. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, p. 178.
- Mead, Angela, and others (2011). Revealing the scale of marine bioinvasions in developing regions: a South African re-assessment. *Biological Invasions*, vol. 13, No. 9, pp. 1991–2008.
- Meinesz, Alexandre, and B. Hesse (1991). Introduction et invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta*, vol. 14, No. 4, pp. 415–426.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water*. World Resources Institute.
- Miller, A. Whitman, and Gregory M. Ruiz (2014). Arctic shipping and marine invaders. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 6, p. 413.
- Minchin, Dan, and others (2013). Alien species in British brackish and marine waters. *Aquatic Invasions*, vol. 8, No. 1, pp. 3–19.

- Molnar, Jennifer L., and others (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 6, No. 9, pp. 485–492.
- Narayanaswamy, Bhavani E., and others (2013). Synthesis of knowledge on marine biodiversity in European Seas: from census to sustainable management. *PLoS One*, vol. 8, No.3, pp. e58909.
- Ojaveer, Henn, and Jonne Kotta (2015). Ecosystem impacts of the widespread non-indigenous species in the Baltic Sea: literature survey evidences major limitations in knowledge. *Hydrobiologia*, vol. 750, No. 1, pp. 171–185.
- Ojaveer, Henn, and others (2015). Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. *PLoS Biology*, vol. 13, No. 4, p. e1002130.
- Ojaveer, Henn, and others (2017). Dynamics of biological invasions and pathways over time: a case study of a temperate coastal sea. *Biological Invasions*, vol. 19, No. 3, p. 799–813.
- Ojaveer, Henn, and others (2018). Historical baselines in marine bioinvasions: Implications for policy and management. *PLoS One*, vol. 13, No. 8, p. e0202383.
- Orensanz, Jose Maria Lobo, and others (2002). No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, vol. 4, Nos. 1–2, pp. 115–143.
- Paerl, Hans W., and Jef Huisman (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, vol. 1, No. 1, pp. 27–37.
- Paulay, Gustav, and others (2002). Anthropogenic biotic interchange in a coral reef ecosystem: a case study from Guam. *Pacific Science*, vol. 56, No. 4, pp. 403–422.
- Pérez, Julio, and others (2007). Especies marinas exóticas y criptogénicas en las costas de Venezuela. *Boletín Del Instituto Oceanográfico de Venezuela*, vol. 46, No. 1.
- Qiao, Bing (2019). Technical methods for determining the baseline, causal relationship and degree of marine ecological environment damage + 2019 annual scientific and technological progress report. In *Science and technology report of the people's Republic of China No.400001918-2016YFC0503602/0 (to be disclosed)*, pp. 18–22.
- Reise, Karsten, and others (2002). Introduced Marine Species of the North Sea Coasts. In *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*, Erkki Leppäkoski, Stephan Gollasch, and Sergej Olenin, eds., pp. 260–266. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Richardson, David M., and others (2011). A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology. In *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*, pp. 409–420. John Wiley & Sons.
- Ruiz, Gregory M., and others (1997). Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American Zoologist*, vol. 37, No. 6, pp. 621–632.
- Ruiz, Gregory M., and others (2000). Global spread of microorganisms by ships. *Nature*, vol. 408, No. 6808, p. 49.
- Ruiz, Gregory M., and others (2015). Invasion history and vector dynamics in coastal marine ecosystems: A North American perspective, *Aquatic Ecosystem Health & Management*, vol. 18, No. 3, pp. 299–311.
- Ruttenberg, Benjamin I., and others (2012). Rapid invasion of Indo-Pacific lionfishes (*Pterois volitans* and *Pterois miles*) in the Florida Keys, United States: evidence from multiple pre-and post-invasion data sets. *Bulletin of Marine Science*, vol. 88, No. 4, pp. 1051–1059.
- Sancholle, M. (1988). Présence de *Fucus spiralis* (Phaeophyceae) en Méditerranée occidentale. *Cryptogamie Algologie*, vol. 9, No. 2, pp. 157–161.
- Schlaepfer, Martin A., and others (2011). The Potential Conservation Value of Non-Native Species. *Conservation Biology*, vol. 25, No. 3, pp. 428–437.
- Schröder, V., and Carlos Garcia de Leaniz (2011). Discrimination between farmed and free-living invasive salmonids in Chilean Patagonia using stable isotope analysis. *Biological Invasions*, vol. 13, No. 1, pp. 203–213.

- Schwindt, Evangelina, and Alejandro Bortolus (2017). Aquatic invasion biology research in South America: Geographic patterns, advances and perspectives. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, vol. 20, No. 4, pp. 322–333.
- Schwindt, Evangelina and others (2020). Past and Future of the Marine Bioinvasions along the Southwestern Atlantic. *Aquatic Invasions*, vol. 15, No. 1, pp. 11–29.
- Seaward, Kimberley, and Graeme Inglis (2018). *Long-Term Indicators for Non-Indigenous Species (NIS) in Marine Systems*. NIWA Client Report CHC2016-024.
- Shatkin, Greg (1997). Considerations regarding the possible introduction of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) to the Gulf of Maine: a review of global experience. *Journal of Shellfish Research*, vol. 16, pp. 463–478.
- Sliwa, Cathryn, and others (2009). Marine bioinvasions in Australia. In *Biological Invasions in Marine Ecosystems*, pp. 425–437. Springer.
- Spalding, Mark D., and others (2007). Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, vol. 57, No. 7, pp. 573–583.
- Stern, Nir, and Shevy B.S. Rothman (2019). Divide and conserve the simultaneously protected and invasive species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 29, No. 1, pp. 161–162.
- Stiger, Valérie, and Claude Payri (1999). Spatial and seasonal variations in the biological characteristics of two invasive brown algae, *Turbinaria ornata* (Turner) J. Agardh and *Sargassum mangarevense* (Grunow) Setchell (Sargassaceae, Fucales) spreading on the reefs of Tahiti (French Polynesia). *Botanica Marina*, vol. 42, No. 3, pp. 295–306.
- Tavares, Marcos, and Gustavo A.S. de Melo (2004). Discovery of the first known benthic invasive species in the Southern Ocean: the North Atlantic spider crab *Hyas araneus* found in the Antarctic Peninsula. *Antarctic Science*, vol. 16, No. 2, pp. 129–131.
- Teixeira, Larissa M.P., and Joel C. Creed (2020). A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. *Aquatic Invasions* vol. 15, No. 1, pp. 30–43.
- Therriault, Thomas W., and others (2018). The invasion risk of species associated with Japanese tsunami marine debris in Pacific North America and Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 132, pp. 82–89.
- Tsiamis, Konstantinos, and others (2019). Non-indigenous species refined national baseline inventories: A synthesis in the context of the European Union's Marine Strategy Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 145, pp. 429–435.
- Turon, Xavier, and others (2016). Too cold for invasions? Contrasting patterns of native and introduced ascidians in subantarctic and temperate Chile. *Management of Biological Invasions*, vol. 7, No.1, pp. 77–86.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2002). *COP 6 Decision VI/23. Alien Species That Threaten Ecosystems, Habitats or Species*. The Hague, 7–19 April 2002.
- Wan, Shuwen, and others (2009). The positive and negative effects of exotic *Spartina alterniflora* in China. *Ecological Engineering*, vol 35, No. 4, pp. 444–452.
- Wang, Xiulin, and Keqiang Li (2006). Appendix I List of Phytoplankton and Red Tide Reasons in Bohai Sea. *Marine Environmental Capacity of Major Chemical Pollutants in Bohai Sea*. Science Press. pp. 311–316.
- Ware, Chris, and others (2016). Biological introduction risks from shipping in a warming Arctic. *Journal of Applied Ecology*, vol. 53, No. 2, pp. 340–349.
- Williamson, Mark Herbert (1996). *Biological Invasions*. London, New York: Chapman & Hall.

Chapitre 23

Faits nouveaux en matière de recherche et d'exploitation des ressources génétiques marines

Constitutrices et contributeurs : Robert Blasiak et Ellen Kenchington (co-organisateurs de l'équipe de rédaction), Jesús M. Arrieta, Jorge Rafael Bermúdez-Monsalve, Hilconida Calumpong (coresponsable d'équipe), Shao Changwei, Sanae Chiba (responsable d'équipe), Hebe Dionisi, Carlos Garcia-Soto (coresponsable d'équipe), Helena Vieira et Boris Wawrik.

Principales observations

- Les ressources génétiques marines continuent de faire l'objet d'une gamme de plus en plus étendue d'applications commerciales et non commerciales.
- La diminution rapide des coûts de séquençage et de synthèse des gènes ainsi que la rapidité des progrès de la biotechnologie, notamment dans les domaines de l'ingénierie métabolique et de la biologie synthétique, ont rendu les scientifiques moins dépendants des échantillons physiques. Ils sont en revanche de plus en plus tributaires des bases de données publiques de séquences génétiques, qui se développent de manière exponentielle.
- Les éponges et les algues continuent de susciter un grand intérêt en raison des propriétés bioactives de leurs composés naturels.
- Dans le cadre des objectifs de développement durable¹, des lacunes subsistent en matière de renforcement des capacités, une poignée d'entités implantées dans un petit nombre de pays conduisant la plupart des activités de recherche et développement liées aux ressources génétiques marines.
- Parmi les accords et mécanismes internationaux ayant trait aux ressources génétiques marines, on peut citer le Protocole de Nagoya² sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation relatif à la Convention sur la diversité biologique, et la Conférence intergouvernementale chargée d'élaborer un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer³ et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale⁴.

1. Introduction

L'océan abrite une grande diversité de formes de vie constituant une riche source de ressources génétiques marines, c'est-à-dire du matériel génétique d'origine marine contenant des unités fonctionnelles de l'hérédité de valeur réelle ou potentielle, caractérisé par une grande diversité biologique et chimique (Appeltans et al., 2012; Nations Unies, 2017). Plus de 34 000 produits naturels marins ont été décrits, et, ces dernières années, plus de 1 000 composés sont découverts chaque année (Lindequist, 2016; Carroll et al., 2019). Au total, 188 nouveaux produits naturels marins issus d'organismes vivant en haute mer (Bryozoaires, Cordés, Cnidaires, Échinodermes, Mollusques, Spongiaires et microbes) ont été décrits depuis 2008 (Skropeta et Wei,

2014). Environ 75 % de ces nouveaux produits ont une bioactivité remarquable, 50 % d'entre eux présentant une cytotoxicité modérée à élevée à l'égard d'une gamme de lignées cellulaires cancéreuses humaines. Bien que la bioactivité de nombreux produits naturels marins est fortement susceptible de mener à la découverte de médicaments, seuls treize médicaments à base de ressources marines ont obtenu une autorisation de mise sur le marché à ce jour (Liang et al., 2019; Mayer et al., 2010)⁵. Toutefois, au moment de la rédaction de la présente Évaluation, 28 médicaments candidats sont en cours d'essais cliniques (Alves et al., 2018). La recherche sur les agents anti-salissures marins se concentre actuellement sur la découverte de substances non toxiques

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

² Programme des Nations Unies pour l'environnement, document UNEP/CBD/COP/10/27, annexe, décision X/1.

³ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

⁴ Voir la résolution 72/249 de l'Assemblée générale.

⁵ Voir Midwestern University, « Clinical Pipeline, Marine Pharmacology ».

viables, et une étude récente a estimé que plus de 198 composés antisalissures ont été obtenus à partir d'invertébrés marins, en particulier des éponges, des gorgones et des coraux mous (Qi et Ma, 2017), en plus des produits dérivés de macroalgues et de microalgues mis en évidence dans la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017). Des recherches innovantes ont également permis de détecter des ingrédients issus de poissons rejetés qui peuvent être utilisés dans des cosmétiques haut de gamme et dans un certain nombre d'autres produits (Young, 2014). En 2018, un total de 76 ingrédients cosméceutiques accessibles au public et issus de produits naturels marins ont été commercialisés, ce qui reflète un nouveau secteur de croissance (Calado et al., 2018).

Dans le même temps, la demande des consommateurs en produits nutraceutiques a augmenté rapidement, conformément aux prévisions de la première Évaluation. Le marché mondial des nutraceutiques devrait atteindre 580 milliards de dollars d'ici 2025,

soit plus du triple des 180 milliards de dollars prévus pour 2017 d'après les projections de la première Évaluation, une croissance qui s'explique par l'augmentation des innovations et la sensibilisation des consommateurs (Grand View Research, 2017). Les produits nutraceutiques marins comme l'huile de poisson et le collagène représentent une grande partie du marché mondial, et la demande pour ces produits devrait augmenter dans la région Asie-Pacifique, en particulier en Chine et en Inde (Suleria et al., 2015).

Si les ressources génétiques marines revêtent une importance croissante pour l'économie bleue mondiale, la plupart des activités commerciales se concentrent dans un nombre relativement restreint de pays, ce qui indique qu'il existe un potentiel de transfert de technologies et de renforcement des capacités (Thompson et al., 2017; Blasiak et al., 2018). Plusieurs processus internationaux portant sur les ressources génétiques, dont les ressources génétiques marines, sont en cours.

2. Description des changements intervenus entre 2010 et 2020

Les innovations technologiques ont été la clé des récentes avancées dans l'exploration et l'exploitation des ressources génétiques marines. Le nombre de découvertes de nouvelles molécules marines, et de leurs sources, a augmenté rapidement, surtout depuis les années 1970 (figure 1). En novembre 2019, un total de 34 197 produits naturels marins avaient été documentés (Carroll et al., 2019). Cette croissance est très probablement due aux techniques modernes d'échantillonnage et d'analyse, qui ont permis de collecter de nouvelles ressources génétiques marines dans des environnements plus profonds et couvrant un plus large éventail de diversité chimique. Environ 11 % des ressources génétiques marines faisant l'objet de demandes de brevet se trouvent dans les communautés vivant en eaux profondes et dans les événements hydrothermaux, ce qui reflète le développement de la recherche dans les environnements océaniques éloignés et extrêmes (Blasiak et al., 2018). Cependant,

le nombre de ressources génétiques marines collectées à plus de 50 m de profondeur reste insignifiant par rapport à l'ensemble de la collection de produits naturels marins (Skropeta et Wei, 2014). La découverte d'enzymes provenant d'organismes marins s'accélère également grâce au développement de méthodes de criblage innovantes (Ferrer et al., 2019). Les enzymes provenant de micro-organismes adaptés à des conditions extrêmes sont particulièrement intéressantes pour leur application dans les processus industriels, car elles sont souvent actives dans des conditions opérationnelles difficiles (Birolli et al., 2019).

2.1. Points clés en matière d'application commerciale

2.1.1. Applications pharmaceutiques

Treize médicaments d'origine marine ont reçu une autorisation de mise sur le marché de la

Food and Drug Administration des États-Unis ou de l'Agence européenne des médicaments, dont six depuis 2010. La majorité des médicaments d'origine marine ont été développés pour la chimiothérapie anticancéreuse (Calado et al., 2018; Liang et al., 2019; Mayer et al., 2010)⁶. Depuis l'approbation de la cytarabine comme agent anticancéreux en 1969, les éponges sont considérées comme l'une des sources les plus prometteuses de médicaments anticancéreux (Hu et al., 2015; voir la section 2.3 ci-après). D'autres invertébrés marins, tels que certaines espèces de tuniciers et d'escargots de cône, sont également des sources très importantes de produits naturels marins, tout comme les poissons. La trabectédine (ET-743) a été approuvée par la Food and Drug Administration des États-Unis en 2015 pour le traitement du sarcome des tissus mous et du cancer de l'ovaire, tandis que la plitidepsine a été approuvée par la Therapeutic Goods Administration australienne en 2018 pour le traitement du myélome multiple, de la leucémie et du lymphome (voir Mayer et al., 2010)⁷. Plus récemment, en 2020, la lurbinectédine a été approuvée pour le traitement du cancer du poumon à petites cellules métastatique (voir Mayer et al., 2010)⁸. Dans les trois cas, les composés concernés étaient dérivés de tuniciers. Les macroalgues sont également une source de produits pharmaceutiques. Par exemple, l'OligoG, un oligo-alginate à structure définie produit à partir d'algues brunes, est actuellement en phase II d'un essai clinique pour le traitement de la mucoviscidose (Rye et al., 2018), et la Carragénose, biopolymère d'algues rouges qui possède de nombreuses propriétés antivirales, est utilisée dans le traitement des maladies respiratoires (Hackl, 2017).

2.1.2. Applications cosméceutiques

Les cosméceutiques (produits cosmétiques ayant des propriétés pharmaceutiques) constituent l'un des marchés de commercialisation des produits naturels marins se développant le plus rapidement. Une telle croissance

s'explique par le cycle de développement de ces produits, plus court que celui des produits pharmaceutiques et nutraceutiques (Rampelotto et Trincone, 2018). Ces produits émergents et novateurs contenant des ingrédients biologiquement actifs constituent un tout nouveau type de soins de beauté qui marquera les décennies à venir. La majorité des produits cosméceutiques sont dérivés de macroalgues et de microalgues, mais un nombre croissant d'entre eux sont générés par des processus de biotechnologie marine basés sur des micro-organismes tels que des bactéries et des champignons (Calado et al., 2018). Certains ingrédients cosmétiques suscitent toutefois des préoccupations environnementales (Juliano et Magrini, 2017).

2.1.3. Applications dans le domaine de l'alimentation humaine et animale

La consommation d'oméga-3, acides gras polyinsaturés à longue chaîne, est associée à de nombreux bénéfices pour la santé (Ruxton et al., 2007). Cependant, la production d'espèces aquacoles riches en ces acides gras reste tributaire des aliments à base de poisson. Le développement d'huiles d'algues et de cultures transgéniques alternatives d'acides gras polyinsaturés à longue chaîne oméga-3 a donc suscité un intérêt considérable. Les premiers efforts se sont concentrés sur les cultures d'oléagineux, en s'appuyant sur les enzymes de certaines espèces d'algues marines (Ruiz-Lopez et al., 2014; Zhao et Qiu, 2018). Les sociétés agro-industrielles ont déposé des demandes de brevets associés à ces innovations et une production à grande échelle est envisagée d'ici 2020 (Sprague et al., 2017). Par ailleurs, outre l'utilisation directe des macroalgues dans l'alimentation humaine, leur application en tant qu'additifs pour l'alimentation animale pourrait contribuer à l'atténuation biologique du méthane dans l'industrie bovine (Roque et al., 2019; Costello et al., 2019). Les microalgues sont également de plus en plus utilisées comme biocarburants (Fedder, 2013).

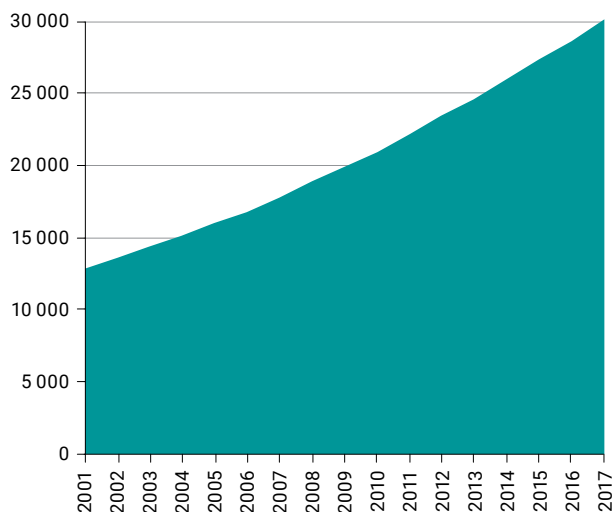
⁶ Voir Midwestern University, « Clinical Pipeline, Marine Pharmacology ».

⁷ Ibid.

⁸ Ibid.

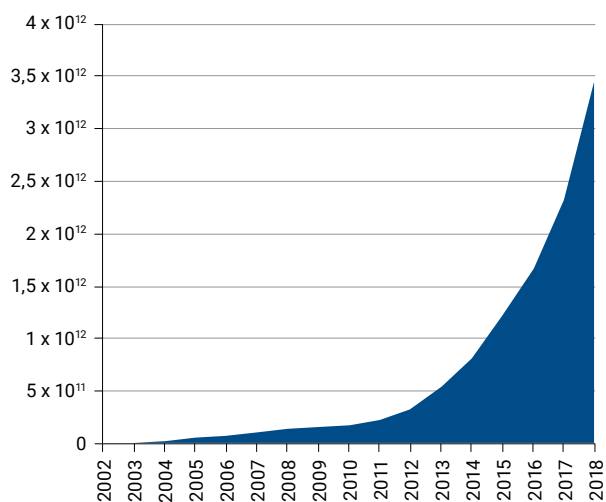
Figure I Tendances récentes concernant les ressources génétiques marines

Figure I.A
Nombre de nouveaux produits naturels marins (cumulé)



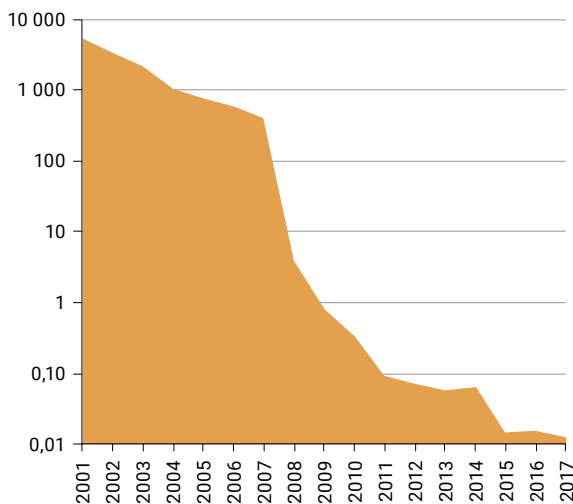
Source : Carroll et al., 2019.

Figure I.B
Nombre de séquences déposées dans GenBank (nombre cumulé de paires de base)



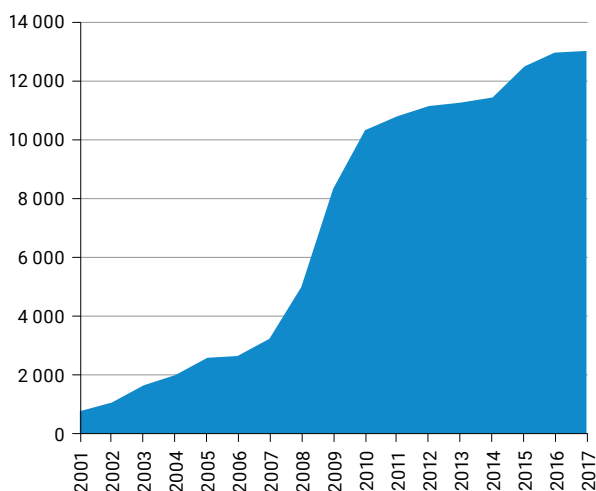
Source : National Institutes of Health des États-Unis [Wetterstrand, 2018; National Center for Biotechnology Information (NCBI), 2018].

Figure I.C
Coût du séquençage (en dollars par paire de base)



Source : National Human Genome Research Institute.

Figure I.D
Nombre de séquences marines associées aux dépôts de demandes de brevets (cumulé)



Source : Blasiak et al., 2018.

2.2. Croissance des bases de données publiques de séquences génétiques

Les archives de données publiques font partie intégrante de la recherche biologique moderne (Ellenberg et al., 2018; Rigden et Fernandez, 2019), en grande partie parce que les développements technologiques rapides des vingt dernières années ont considérablement démocratisé la disponibilité de la technologie de séquençage des acides nucléiques. Le coût de chaque base de séquençage a été divisé par plus de quatre au cours de la seule décennie écoulée (Wetterstrand, 2018), parallèlement à la croissance exponentielle de la taille des dépôts accessibles au public (voir figure I). Globalement, le nombre de bases de la GenBank a doublé tous les 18 mois environ depuis 1982 (NCBI, 2018).

Bien que la taille des bases de données publiques ait considérablement augmenté, tout laisse à penser qu'il existe encore des lacunes importantes dans les connaissances actuelles concernant la diversité génétique existante dans l'océan. Les études « omiques » fournissent les meilleures preuves de cette hypothèse. L'étude la plus récente et la plus complète sur la diversité génétique des eucaryotes marins a permis de recenser environ 53 millions de gènes (Carradec et al., 2018), dont la moitié environ ne présentait aucune similitude avec les protéines existantes (de Vargas et al., 2015). De plus, les estimations concernant le plancton océanique suggèrent la présence d'environ 150 000 espèces d'eucaryotes, un chiffre largement supérieur aux quelque 11 200 espèces qui ont été officiellement décrites (de Vargas et al., 2015). Des initiatives à grande échelle telles que Tara Oceans (Sunagawa et al., 2015) et Ocean Sampling Day (Kopf et al., 2015) génèrent de vastes quantités d'informations qui permettent de mieux comprendre la diversité microbienne existant dans l'océan à l'échelle mondiale (Coutinho et al., 2018). Les ensembles de données publiques disponibles qui en résultent représentent une source d'information importante pour les

efforts de recherche basés sur les séquences (Kamble et al., 2019), et permettent d'orienter la recherche vers de nouvelles activités, telles que l'utilisation de l'ADN environnemental en écologie moléculaire et dans les évaluations de la diversité (Seymour, 2019).

2.3. Recherches phares

Deux volumes complets portant sur la biotechnologie marine ont été publiés en 2018. Le premier décrit systématiquement les changements récents intervenus dans le secteur de la biotechnologie marine et cherche à définir le potentiel économique actuel et futur de cette science (Rampelotto et Trincone, 2018), tandis que le second va au-delà des aspects de recherche et développement et sonde le droit de la propriété intellectuelle et les protections offertes par les revendications de brevets (Guiloux, 2018). Les études précédentes sur les brevets associés aux ressources génétiques marines (Arrieta et al., 2010; Arnaud-Haond et al., 2011) ont été mises à jour par une analyse qui a permis de recenser les dépôts de brevets associés à 12 998 séquences génétiques de 862 espèces marines (Blasiak et al., 2018). Concernant 98 % de ces séquences, les brevets ont été déposés par des acteurs situés ou ayant leur siège dans dix pays, tandis que 165 pays ne sont à l'origine d'aucun dépôt (Blasiak et al., 2018).

SponGES⁹, un projet de quatre ans, financé depuis 2016 par le programme-cadre pour la recherche et l'innovation de l'Union européenne « Horizon 2020 » vise à associer l'exploration à la bioprospection pour des applications industrielles, à savoir la découverte de médicaments et l'ingénierie tissulaire. Les éponges et les micro-organismes qui leur sont associés sont la source la plus riche et la plus prolifique de nouveaux produits naturels marins, et constituent près de 30 % (près de 5 000) des composés décrits à ce jour (Mehbub et al., 2014). De 2001 à 2010, plus de 2 400 produits naturels ont été découverts à partir de 671 espèces d'éponges (Mehbub et al., 2014). Les recherches de SponGES ont déjà permis

⁹ Voir www.deepseasponges.org.

de découvrir une diversité microbienne inattendue ainsi que le potentiel biotechnologique qui en résulte, notamment des stéroïdes C30

non conventionnels et de nouveaux barretides ayant un potentiel d'activité antiallergique (Lauritano et Lanora, 2018).

3. Conséquences et changements économiques et sociaux

L'intérêt pour l'exploration et l'utilisation des ressources génétiques marines s'accroît, parallèlement aux progrès rapides réalisés dans l'industrie mondiale des biotechnologies et aux initiatives visant à explorer le potentiel de l'économie bleue (Wynberg et Laird, 2018). Le potentiel économique de ces ressources génétiques fait l'objet de désaccords, en particulier s'agissant de celles provenant des zones ne relevant pas de la juridiction nationale (Leary, 2018; Blasiak et al., 2020). Toutefois, la liste conséquente de médicaments à base de ressources marines en cours d'essais cliniques suggère que beaucoup s'intéressent grandement à ce potentiel, étant donné que le processus de mise sur le marché d'un nouveau médicament peut coûter jusqu'à 2,8 milliards de dollars (Wouters et al., 2020), et durer de 10 à 15 ans (Blasiak et al., 2019).

Le cadre réglementaire régissant l'accès aux ressources génétiques marines et leur utilisation ultérieure varie selon que ces ressources proviennent de zones relevant de la juridiction nationale ou des zones situées au-delà. Les premières tombent sous le champ de la Convention sur la diversité biologique¹⁰ et du Protocole de Nagoya s'y rapportant. Les ressources génétiques marines des zones ne relevant pas de la juridiction nationale font partie d'un ensemble de questions en cours de négociation depuis l'adoption, en décembre 2017, de la résolution 72/249 de l'Assemblée générale, dans laquelle celle-ci a décidé d'organiser une conférence intergouvernementale chargée d'élaborer un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale. Trois réunions de la Conférence ont eu

lieu en 2018 et 2019, et une quatrième est prévue en 2020. La Conférence est chargée d'étudier les questions concernant les ressources génétiques marines, y compris celles liées au partage des avantages, entre autres.

Les discussions sur l'opportunité d'aborder et de réglementer l'utilisation des données et informations de séquences numériques se déroulent tant dans le cadre de la Conférence intergouvernementale susmentionnée que dans celui de la Convention sur la diversité biologique et du Protocole de Nagoya à celle-ci. Différents points de vue ont été exprimés sur cette question et sur la terminologie qui s'y rapporte. En 2019, le Secrétaire exécutif de la Convention sur la diversité biologique a commandé des études portant sur le concept et la portée des informations sur les séquences génétiques numérisées (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2020), la traçabilité et les bases de données, et les mesures nationales. Ces études ont maintenant été publiées après une période d'examen ouvert.

Enfin, en 2017, l'Assemblée générale de l'Organisation mondiale de la propriété intellectuelle (OMPI) a prolongé le mandat du Comité intergouvernemental de la propriété intellectuelle relative aux ressources génétiques, aux savoirs traditionnels et au folklore de l'OMPI et a décidé que cet organe devait, entre autres, continuer d'accélérer ses travaux sur un instrument relatif à la propriété intellectuelle, propre à garantir une protection équilibrée et effective des ressources génétiques¹¹.

L'ensemble des cadres réglementaires décrits ci-dessus ne sont applicables qu'aux pays qui en font partie et ne régissent donc que les ressources génétiques marines collectées dans ou par les États parties aux instruments applicables.

¹⁰ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1760, n° 30619.

¹¹ Voir Organisation mondiale de la propriété intellectuelle, document WO/GA/49/21.

4. Principaux changements par région en matière de connaissances et conséquences

La première Évaluation proposait un examen général des ressources génétiques marines plutôt que des évaluations ou des aperçus régionaux, ce qui s'explique en partie par le fait qu'il est difficile d'obtenir des résumés régionaux contenant des informations sur les changements observés. Un résumé des questions régionales concernant l'océan Pacifique, l'océan Austral et l'océan Arctique, mettant en évidence les tendances de la dernière décennie, est fourni ci-dessous. Le développement de produits naturels marins de la Méditerranée et de l'océan Atlantique a été relativement plus limité par rapport à d'autres régions (Skropeta et Wei, 2014), mais la Méditerranée, avec sa grande biodiversité, est une source potentielle de nouveaux produits pharmaceutiques et nutraceutiques (Briand, 2010).

Skropeta et Wei (2014) ont effectué une mise à jour de leurs analyses régionales de 2008 sur les rapports relatifs aux produits naturels marins et ont constaté que, si la proportion de produits naturels marins provenant d'Australie était encore élevée (24 %), on avait observé une nette augmentation des rapports sur les métabolites provenant de l'échantillonnage des sédiments abyssaux dans la mer de Chine méridionale (jusqu'à 18 %) et dans l'océan Pacifique, y compris les zones maritimes au large des côtes de Guam (États-Unis d'Amérique) et des Palaos (jusqu'à 17 %). Cette augmentation a été attribuée à l'accessibilité accrue des environnements des grands fonds marins éloignés (Skropeta et Wei, 2014), le schéma régional des découvertes de produits naturels marins

étant lié au niveau d'accès à des submersibles habités et à la pêche au chalut plutôt qu'à la biodiversité régionale. L'accessibilité accrue des grands fonds marins se reflète également dans la répartition des découvertes en profondeur puisque, en 2008, seuls 8 % des produits naturels marins provenaient d'organismes trouvés à plus de 1 000 m de profondeur, alors qu'en 2013, ces organismes représentaient 37 % des découvertes (Skropeta et Wei, 2014).

Les activités dans la région de l'Antarctique sont soumises au Traité sur l'Antarctique¹² et aux accords connexes connus collectivement sous le nom de Système du Traité sur l'Antarctique (Oldham et Kindness, 2020). La bioprospection a été examinée dans le cadre du Système du Traité sur l'Antarctique, mais la question est très complexe en raison des problèmes de gouvernance liés aux activités de recherche, à l'éthique et au partage des avantages. Avec l'augmentation de la recherche scientifique en Antarctique en général, la recherche sur la biodiversité a également augmenté, et un nombre croissant de brevets portant sur des organismes antarctiques sont déposés aux États-Unis et en Europe (Oldham et al., 2014; Oldham et Kindness, 2020).

Un modèle de recherche internationale collaborative a été établi pour l'Arctique (Leary, 2008), bien que la recherche sur le potentiel biotechnologique des ressources génétiques de l'Arctique soit en grande partie menée dans les zones économiques exclusives des États arctiques.

5. Lacunes en matière de renforcement des capacités

De nombreux États sont confrontés à des difficultés qui les empêchent de se lancer directement dans la recherche sur les ressources génétiques marines. Parmi ces difficultés, on peut notamment citer une connaissance restreinte de la biodiversité, des capacités

réduites, tant du point de vue des installations que des connaissances techniques, des ressources financières limitées pour la recherche et le développement, un manque d'expérience en matière de mécanismes d'accès et de partage des avantages, et la nécessité d'une

¹² Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 402, n° 5778.

collaboration accrue entre les secteurs universitaire, gouvernemental et privé (Thompson et al., 2017). Les initiatives de renforcement des capacités, telles que le réseau national de recherche en biotechnologie marine du Brésil (Thompson et al., 2018), sont essentielles pour pallier certaines de ces limites.

Wynberg (2016) a souligné l'expansion rapide des activités de recherche dans l'océan Indien occidental, en particulier le long des côtes d'Afrique de l'Est et d'Afrique australe, cette région étant associée à une biodiversité et à un endémisme plus élevés. Les recherches sont en grande partie menées par des pays développés d'autres régions, peu de pays de l'océan

Indien occidental, à l'exception de l'Afrique du Sud et du Kenya, y participant comme collaborateurs. Comparativement, peu de pays exploitent leurs propres navires de recherche et seule une poignée de pays ont la capacité d'entreprendre des collectes dans des zones ne relevant pas de la juridiction nationale ou dans de grands fonds marins (figure II). Bien que des bases de données publiques de séquences génétiques soient disponibles dans le monde entier, de nombreux pays ne disposent pas de la cyber-infrastructure nécessaire pour accéder à ces ensembles de données ou pour établir et gérer des bases de données nationales comparables (Thompson et al., 2017).

Figure II.A
Nombre et répartition des navires de recherche par État du pavillon en juin 2019

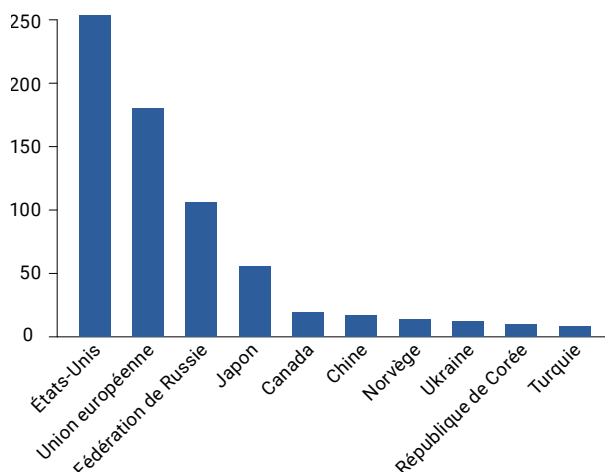
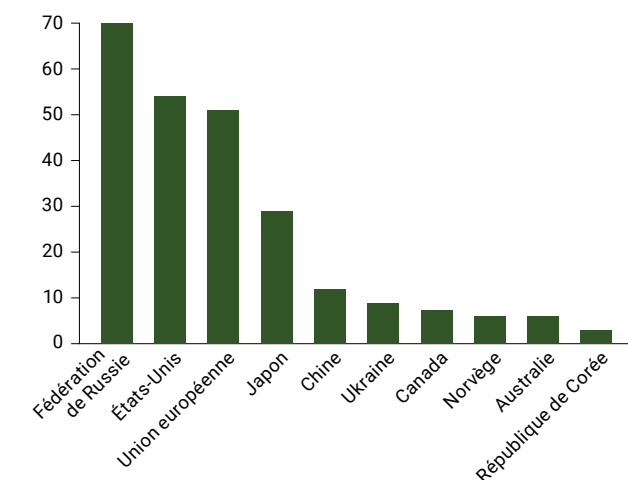


Figure II.B
Nombre et répartition des navires de recherche capables de naviguer en haute mer (60 m ou plus de longueur) en juin 2019



Source : International Research Vessel Database (Base de données internationale sur les navires de recherche).

6. Défis méthodologiques et perspectives

6.1. Changements récents concernant les approches omiques

Au cours des dernières décennies, les innovations dans les technologies d'analyse des biomolécules ont permis des études plus complètes des organismes marins et de leurs communautés (Coutinho et al., 2018) : les technologies de séquençage à très haut débit permettent un grand champ d'application de l'analyse des communautés microbiennes, les technologies de séquençage de molécules uniques produisent de grandes longueurs de séquences à partir d'ADN et d'ARN, et des instruments portables de séquençage en temps réel peuvent être utilisés sur le terrain (Ip et al., 2015). L'accent est actuellement mis sur le développement de plateformes de séquençage pour des applications spécifiques, sur l'amélioration de la longueur et de la production des séquences et sur la réduction des taux d'erreur de séquençage (Wuyts et Segata, 2019). L'amélioration de la longueur et de la précision des séquences est essentielle pour générer des ensembles de données moins fragmentés. L'assemblage de séquences d'acides aminés déduites, au lieu de données ADN, peut également générer de vastes catalogues de séquences de protéines complètes à partir d'ensembles de données métagénomiques complexes (Steinegger et al., 2019). Contrairement aux études écologiques, les applications biotechnologiques nécessitent des protéines complètes et des familles de gènes.

Si les plateformes de séquençage à haut débit ont facilité l'acquisition de données sur les séquences, l'attribution de fonctions aux gènes, protéines et voies prédits reste problématique (Woyke et al., 2019). Souvent, il est impossible d'attribuer une fonction putative, ou seules des prédictions fonctionnelles générales sont réalisables, en particulier pour les enzymes. La caractérisation expérimentale de séquences sélectionnées ayant un potentiel biotechnologique est longue et coûteuse. Une combinaison de synthèse des gènes, de systèmes d'expression protéique acellulaire et de méthodes de criblage sensibles à haut débit

est en cours de développement aux fins de la découverte de nouveaux biocatalyseurs et de variantes d'enzymes aux caractéristiques améliorées (Rolf et al., 2019). Les progrès des systèmes de détection utilisés en métagénomique fonctionnelle, une approche différente de la bioprospection, ont également de effets positifs sur la biodécouverte (van der Helm et al., 2018).

Malgré les récents progrès des technologies de séquençage, il reste difficile d'obtenir des génomes quasi complets de haute qualité à partir de micro-organismes non cultivés. Le séquençage des génomes de cellules microbiennes uniques et la reconstruction des génomes à partir d'ensembles de données métagénomiques complexes ont généré des données génomiques sur des milliers de micro-organismes marins non cultivés (Parks et al., 2017; Coutinho et al., 2018; Tully et al., 2018), créant ainsi des ressources publiques disponibles pour les efforts de bioprospection. Des progrès technologiques sont toutefois nécessaires pour obtenir des génomes plus complets et pour réduire le niveau de contamination qui existe, avant l'amplification, dans le cocktail d'ADN généré à l'aide de ces méthodes indépendantes de la culture (Woyke et al., 2019). L'analyse des génomes de micro-organismes non cultivés est également facilitée par la capture de conformation de chromosome en métagénomique (meta3C), une technique qui peut révéler les contacts physiques dans différentes régions de l'ADN présent dans une cellule. Appliquée aux communautés microbiennes, cette technique facilite l'assemblage des génomes et permet d'analyser leur organisation tridimensionnelle (Marbouty et al., 2014). Il est également nécessaire d'améliorer les techniques de culture des micro-organismes marins, notamment dans le cadre de l'utilisation des ressources génétiques marines microbiennes à des fins industrielles.

La croissance exponentielle des données générées par les différentes approches omiques représente un défi, et de nouveaux outils et plateformes bioinformatiques continuent d'être

développés pour l'analyse et l'intégration de ces données afin de mieux comprendre les systèmes biologiques (Dihazi et al., 2018; Rohart et al., 2017). C'est le cas par exemple de la base de connaissances en biologie systémique du département de l'Énergie des États-Unis (KBase)¹³. Il s'agit d'un logiciel libre et d'une plateforme de données qui permettent des analyses collaboratives d'informations multiomiques, y compris l'assemblage du génome ou du métagénome, l'annotation, la transcriptomique et la modélisation métabolique (Arkin et al., 2018). Grâce à l'intégration de l'analyse des données de la métabolomique, c'est-à-dire l'analyse de petites biomolécules provenant d'organismes ou de communautés microbiennes, il est possible de valider les voies identifiées, ainsi que de relier la structure, la dynamique, les interactions et la fonction des communautés microbiennes (Baidoo et Benites, 2019). Un autre exemple d'outil d'intégration multiomique, axé sur l'exploration et l'exploitation des données, est mixOmics (Rohart et al., 2017)¹⁴.

6.2. Ressources génétiques marines et biologie synthétique

Compte tenu de la biodiversité exceptionnelle des organismes marins, les ressources génétiques marines sont une source prometteuse de gènes et de familles de gènes pour la reconception artificielle d'organismes destinés à des applications industrielles (Bloch et Tardieu-Guigues, 2014; Reen et al., 2015). La biologie synthétique, combinée à l'ingénierie enzymatique et métabolique, peut grandement faciliter le développement de souches performantes pour la production de produits chimiques, de biomatériaux et de services. Par exemple, une approche de biologie synthétique peut être utilisée comme alternative à la synthèse chimique pour la production de produits naturels marins, lorsque l'extraction à partir de la source d'origine n'est pas viable (Kiran et al., 2018). La santé publique et les considérations éthiques sont des questions importantes en biologie synthétique, et la perception du public quant à la sécurité des organismes génétiquement modifiés influencera également l'adoption de cette technologie dans le secteur industriel (Kiran et al., 2018).

7. Ressources génétiques marines et objectifs de développement durable

Quelle que soit l'ampleur des avantages économiques associés à la commercialisation des ressources génétiques marines, des lacunes subsistent en matière de renforcement des capacités (section 5), ce qui a des conséquences notables pour la réalisation

des objectifs de développement durable. Le tableau ci-après résume la pertinence des ressources génétiques marines dans le cadre des cibles des objectifs de développement durable liées au sujet qui nous intéresse.

¹³ Voir <http://kbase.us>.

¹⁴ Voir <http://mixomics.org>.

Ressources génétiques marines et objectifs de développement durable

Cibles pertinentes des objectifs de développement durable	Pertinence des ressources génétiques marines
<p>14.2 D'ici à 2020, gérer et protéger durablement les écosystèmes marins et côtiers, notamment en renforçant leur résilience, afin d'éviter les graves conséquences de leur dégradation et prendre des mesures en faveur de leur restauration pour rétablir la santé et la productivité des océans</p> <p>14.5 D'ici à 2020, préserver au moins 10 % des zones marines et côtières, conformément au droit national et international et compte tenu des meilleures informations scientifiques disponibles</p>	<p>Veiller à ce que la diversité génétique des populations dans les zones protégées soit prise en considération, notamment pour favoriser la résilience</p> <p>Utiliser les ressources génétiques marines comme outils de compréhension des interactions biotiques et abiotiques pour aider à gérer les services écosystémiques</p> <p>Promouvoir et concentrer l'exploitation sur les produits naturels marins récoltés ou développés de manière durable</p>
<p>14.a Approfondir les connaissances scientifiques, renforcer les capacités de recherche et transférer les techniques marines, conformément aux Critères et principes directeurs de la Commission océanographique intergouvernementale concernant le transfert de techniques marines, l'objectif étant d'améliorer la santé des océans et de renforcer la contribution de la biodiversité marine au développement des pays en développement, en particulier des petits États insulaires en développement et des pays les moins avancés</p> <p>9.5 Renforcer la recherche scientifique, perfectionner les capacités technologiques des secteurs industriels de tous les pays, en particulier des pays en développement, notamment en encourageant l'innovation et en augmentant nettement le nombre de personnes travaillant dans le secteur de la recherche-développement pour 1 million d'habitants et en accroissant les dépenses publiques et privées consacrées à la recherche-développement d'ici à 2030</p> <p>9.b Soutenir les activités de recherche-développement et l'innovation des pays en développement dans le secteur technologique, notamment en instaurant des conditions propices, entre autres, à la diversification industrielle et à l'ajout de valeur aux marchandises</p> <p>17.6 Renforcer l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération Nord-Sud et Sud-Sud et la coopération triangulaire régionale et internationale dans ces domaines et améliorer le partage des savoirs selon des modalités arrêtées d'un commun accord, notamment en coordonnant mieux les mécanismes existants, en particulier au niveau des organismes des Nations Unies, et dans le cadre d'un mécanisme mondial de facilitation des technologies</p>	<p>Promouvoir l'innovation inclusive et d'autres mécanismes pour assurer une plus grande capacité des États à s'engager dans l'exploration et l'utilisation des ressources génétiques marines</p>
<p>3.b Appuyer la recherche et le développement de vaccins et de médicaments contre les maladies, transmissibles ou non, qui touchent principalement les habitants des pays en développement, donner accès, à un coût abordable, à des médicaments et vaccins essentiels, conformément à la Déclaration de Doha sur l'Accord sur les aspects des droits de propriété intellectuelle qui touchent au commerce (ADPIC) et la santé publique, qui réaffirme le droit qu'ont les pays en développement de tirer pleinement parti des dispositions de cet accord qui ménagent une flexibilité lorsqu'il s'agit de protéger la santé publique et, en particulier, d'assurer l'accès universel aux médicaments</p>	<p>Liste conséquente de médicaments à base de ressources marines en cours d'essais cliniques; potentiel des organismes marins comme source de nouveaux antibiotiques</p>

Références

- Alves, Celso, and others (2018). From marine origin to therapeutics: The antitumor potential of marine algae-derived compounds. *Frontiers in Pharmacology*, vol. 9.
- Appeltans, Ward, and others (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current Biology*, vol. 22, No. 23, pp. 2189–2202.
- Arkin, Adam P., and others (2018). KBase: the United States department of energy systems biology knowledgebase. *Nature Biotechnology*, vol. 36, No. 7.
- Arnaud-Haond, Sophie, and others (2011). Marine biodiversity and gene patents. *Science*, vol. 331, No. 6024, pp. 1521–1522.
- Arrieta, Jesús M., and others (2010). What lies underneath: conserving the oceans' genetic resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 107, No. 43, pp. 18318–18324.
- Baidoo, Edward E.K., and Veronica Teixeira Benites (2019). Mass Spectrometry-Based Microbial Metabolomics: Techniques, Analysis, and Applications. In *Microbial Metabolomics*, pp. 11–69. Springer.
- Birrolli, William G., and others (2019). Applications of marine-derived microorganisms and their enzymes in biocatalysis and biotransformation, the underexplored potentials. *Frontiers in Microbiology*, vol. 10.
- Blasiak, Robert, and others (2018). Corporate control and global governance of marine genetic resources. *Science Advances*, vol. 4, No. 6, p. eaar5237.
- Blasiak, Robert, and others (2019). Scientists Should Disclose Origin in Marine Gene Patents. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 34, No. 5, pp. 392–395.
- Blasiak, Robert, and others (2020). The ocean genome and future prospects for conservation and equity. *Nature Sustainability*, pp.1–9.
- Bloch, Jean-François, and Elisabeth Tardieu-Guigues (2014). Marine biotechnologies and synthetic biology, new issues for a fair and equitable profit-sharing commercial use. *Marine Genomics*, vol. 17, pp. 79–83.
- Briand, Frédéric (2010). New Partnerships for Blue Biotechnology Development - Innovative solutions from the sea. Report on CIESM International Workshop. The Mediterranean Science Commission.
- Calado, Ricardo, and others (2018). How to Succeed in Marketing Marine Natural Products for Nutritional, Pharmaceutical and Cosmeceutical Markets. In *Grand Challenges in Marine Biotechnology*, pp. 317–403. Springer.
- Carradec, Quentin, and others (2018). A global ocean atlas of eukaryotic genes. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, p. 373.
- Carroll, Anthony R., and others (2019). Marine natural products. *Natural Product Reports*.
- Costello, Christopher, and others (2019). The Future of Food from the Sea. Washington, D.C.: World Resources Institute. <https://oceanpanel.org/blue-papers/future-food-sea>.
- Coutinho, Felipe Hernandez, and others (2018). Metagenomics sheds light on the ecology of marine microbes and their viruses. *Trends in Microbiology*, vol. 26, No. 11, pp. 955–965.
- De Vargas, Colomban, and others (2015). Eukaryotic plankton diversity in the sunlit ocean. *Science*, vol. 348, No. 6237, pp. 1261605.
- Dihazi, Hassan, and others (2018). Integrative omics-from data to biology. *Expert Review of Proteomics*, vol. 15, No. 6, pp. 463–466.
- Ellenberg, Jan, and others (2018). A call for public archives for biological image data. *Nature Methods*, vol. 15, No. 11, p. 849.
- Fedder, Bevis (2013). *Marine Genetic Resources, Access and Benefit Sharing: Legal and Biological Perspectives*. Routledge.
- Ferrer, Manuel, and others (2019). Decoding the ocean's microbiological secrets for marine enzyme biodecovery. *FEMS Microbiology Letters*, vol. 366, No. 1, p. fny285.

- Grand View Research (2017). Nutraceuticals Market Analysis By Product (Dietary Supplements, Functional Food, Functional Beverage), By Region (North America, Asia Pacific, Europe, CSA, MEA), And Segment Forecasts, 2018–2025. Grand View Research. www.grandviewresearch.com/industry-analysis/nutraceuticals-market.
- Guilloux, Bleuenn (2018). Marine Genetic Resources, R&D and the Law 1: Complex Objects of Use. Wiley Online Library.
- Hackl, Christian (2017). Using red algae to fight the flu. *Les Nouvelles-Journal of the Licensing Executives Society*, vol. 52, No. 4.
- Hu, Yiwen, and others (2015). Statistical research on the bioactivity of new marine natural products discovered during the 28 Years from 1985 to 2012. *Marine Drugs*, vol. 13, pp. 202–221.
- Ip, Camilla L.C., and others (2015). MinION Analysis and Reference Consortium: Phase 1 data release and analysis. *F1000Research*, vol. 4.
- Juliano, Claudia, and Giovanni Antonio Magrini (2017). Cosmetic ingredients as emerging pollutants of environmental and health concern. A mini-review. *Cosmetics*, vol. 4, No. 11, pp. 1–18. <http://doi.org/10.3390/cosmetics4020011>.
- Kamble, Asmita, and others (2019). In-silico bioprospecting: finding better enzymes. *Molecular Biotechnology*, vol. 61, No. 1, pp. 53–59.
- Kiran, Seghal, and others (2018). Synthetic biology approaches: Towards sustainable exploitation of marine bioactive molecules. *International Journal of Biological Macromolecules*, vol. 112, pp. 1278–1288.
- Kopf, Anna, and others (2015). The ocean sampling day consortium. *Gigascience*, vol. 4, No. 1, pp. s13742–015.
- Lauritano, Chiara, and Adrianna Ianora (2018). Grand Challenges in Marine Biotechnology: Overview of Recent EU-Funded Projects. In *Grand Challenges in Marine Biotechnology*, pp. 425–449. Springer.
- Leary, David (2008). Bi-polar disorder? Is bioprospecting an emerging issue for the Arctic as well as for Antarctica? *Review of European Community & International Environmental Law*, vol. 17, No. 1, pp. 41–55.
- _____ (2018). Marine Genetic Resources in Areas beyond National Jurisdiction: Do We Need to Regulate Them in a New Agreement? *Maritime Safety and Security Law Journal*, vol. 19, pp. 22–47.
- Liang, Xiao, and others (2019). Advances in exploring the therapeutic potential of marine natural products. *Pharmacological Research*, vol. 147, pp. 104373–104390.
- Lindequist, Ulrike (2016). Marine-derived pharmaceuticals—challenges and opportunities. *Biomolecules & Therapeutics*, vol. 24, No. 6, p. 561.
- Marbouty, Martial, and others (2014). Metagenomic chromosome conformation capture (meta3C) unveils the diversity of chromosome organization in microorganisms. *Elife*, vol. 3, p. e03318.
- Mayer, A.M.S., and others (2010). The Odyssey of Marine Pharmaceuticals: A Current Pipeline Perspective. *Trends in Pharmacological Sciences*, vol. 31, pp. 255–265. www.midwestern.edu/departments/marinepharmacology/clinical-pipeline.xml, <https://doi.org/10.1016/j.tips.2010.02.005>.
- Mehbub, Mohammad Ferdous, and others (2014). Marine sponge derived natural products between 2001 and 2010: trends and opportunities for discovery of bioactives. *Marine Drugs*, vol. 12, No. 8, pp. 4539–4577.
- National Center for Biotechnology Information (NCBI) (2018). GenBank and WGS Statistics. Available at www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/statistics.
- National Human Genome Research Institute. DNA Sequencing Costs: Data. Available at www.genome.gov/about-genomics/fact-sheets/DNA-Sequencing-Costs-Data.
- Oldham, Paul, and Jasmine Kindness (2020). Biodiversity research and innovation in Antarctica and the Southern Ocean. Preprint bioRxiv 2020.05.03.074849; <https://doi.org/10.1101/2020.05.03.074849>.
- Oldham, Paul, and others (2014). Valuing the deep: Marine genetic resources in areas beyond national jurisdiction. *Defra Contract. MB*, vol. 128.
- Parks, Donovan H., and others (2017). Recovery of nearly 8,000 metagenome-assembled genomes substantially expands the tree of life. *Nature Microbiology*, vol. 2, No. 11, p. 1533.

- Qi, Shu-Hua, and Xuan Ma (2017). Antifouling compounds from marine invertebrates. *Marine Drugs*, vol. 15, No. 9, p. 263.
- Rampelotto, Pabulo H., and Trincone, Antonio (2018). *Grand Challenges in Marine Biotechnology*. Springer.
- Reen, F. Jerry, and others (2015). Emerging concepts promising new horizons for marine biodiscovery and synthetic biology. *Marine Drugs*, vol. 13, No. 5, pp. 2924–2954.
- Rigden, Daniel J., and Xose M. Fernandez (2019). The 27th annual Nucleic Acid Research database issue and molecular biology database collection. *Nucleic Acid Research*, vol. 48, pp. D1–D8.
- Rohart, Florian, and others (2017). mixOmics: An R package for 'omics feature selection and multiple data integration. *PLOS Computational Biology*, vol. 13, No. 11, p. e1005752.
- Rolf, Jascha, and others (2019). Application of cell-free protein synthesis for faster biocatalyst development. *Catalysts*, vol. 9, No. 2, p. 190.
- Roque, Breanna Michell, and others (2019). Effect of the macroalgae *Asparagopsis taxiformis* on methane production and rumen microbiome assemblage. *Animal Microbiome*, vol. 1, No. 1, p. 3.
- Ruiz-Lopez, Noemi, and others (2014). Successful high-level accumulation of fish oil omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids in a transgenic oilseed crop. *Plant Journal*, vol. 77, No. 2, pp. 198–208.
- Ruxton, C., and others (2007). Commentary on Ruxton, C.H.S., and others (2004) The health benefits of omega-3 polyunsaturated fatty acids: a review of the evidence. *Journal of Human Nutrition and Dietetics*; 17, 449–459. *Journal of Human Nutrition and Dietetics: Official Journal of the British Dietetic Association*, vol. 20, No. 3, p. 286.
- Rye, P.D., and others (2018). Alginate Oligomers and Their Use as Active Pharmaceutical Drugs. In *Alginates and Their Biomedical Applications*, pp. 237–256. Springer.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2020). Digital Sequence Information on Genetic Resources: Concept, Scope and Current Use. Convention on Biological Diversity CBD/DSI/AHTEG/2020/1/3. www.cbd.int/doc/c/fe9/2f90/70f037ccc5da885dfb293e88/dsi-ahteg-2020-01-03-en.pdf
- Seymour, Mathew (2019). Rapid progression and future of environmental DNA research. *Communications Biology*, vol. 2, No. 80, pp. 1–3.
- Skropeta, Danielle, and Liangqian Wei (2014). Recent advances in deep-sea natural products. *Natural Product Reports*, vol. 31, No. 8, pp. 999–1025.
- Sprague, Matthew, and others (2017). Microbial and genetically engineered oils as replacements for fish oil in aquaculture feeds. *Biotechnology Letters*, vol. 39, No. 11, pp. 1599–1609.
- Steinegger, Martin, and others (2019). Protein-level assembly increases protein sequence recovery from metagenomic samples manyfold. *Nature Methods*, vol. 16, pp. 603–606.
- Suleria, Hafiz Ansar Rasul, and others (2015). Marine-based nutraceuticals: An innovative trend in the food and supplement industries. *Marine Drugs*, vol. 13, No. 10, pp. 6336–6351.
- Sunagawa, Shinichi, and others (2015). Structure and function of the global ocean microbiome. *Science*, vol. 348, No. 6237, p. 1261359.
- Thompson, Cristiane C., and others (2017). Unlocking marine biotechnology in the developing world. *Trends in Biotechnology*, vol. 35, No. 12, pp. 1119–1121.
- Thompson, Fabiano, and others (2018). Marine biotechnology in Brazil: recent developments and its potential for innovation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, p. 236.
- Tully, Benjamin J., and others (2018). The reconstruction of 2,631 draft metagenome-assembled genomes from the global oceans. *Scientific Data*, vol. 5, p. 170203.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Wetterstrand, K.A. (2018). DNA Sequencing Costs: Data from the NHGRI Genome Sequencing Program (GSP). www.genome.gov/sequencingcostsdata.

- Wouters, Olivier J., and others (2020). Estimated research and development investment needed to bring a new medicine to market, 2009–2018. *JAMA*, vol. 323, pp. 844–853.
- Woyke, Tanja, and others (2019). Genomes From Uncultivated Microorganisms. *Encyclopedia of Microbiology*, vol. 4e, pp. 437–442.
- Wuyts, Sander, and Nicola Segata (2019). At the Forefront of the Sequencing Revolution—Notes from the RINGS19 Conference. *Genome Biology*, vol. 20, No. 93, pp. 1–3.
- Wynberg, Rachel (2015). Marine Genetic Resources and Bioprospecting in the Western Indian Ocean. *Western Indian Ocean*, p. 407.
- Wynberg, Rachel, and Sarah A Laird (2018). Fast Science and Sluggish Policy: The Herculean Task of Regulating Biodiscovery. *Trends in Biotechnology*, vol. 36, No. 1, pp. 1–3.
- Young, Lucy (2014). Marine-Derived Nutraceuticals and Cosmetics. Strategic Business Insights. www.strategicbusinessinsights.com/about/featured/2014/2014-02-marine-nutraceuticals.shtml.
- Zhao, Xianming, and Xiao Qiu (2018). Analysis of the biosynthetic process of fatty acids in *Thraustochytrium*. *Biochimie*, vol. 144, pp. 108–114.

Chapitre 24

Les hydrates marins – une nouvelle problématique

Constitutrices et contributeurs : Alan Simcock (organisateur et responsable de l'équipe de rédaction), Aninda Mazumdar, Aaron Micallef, Katherine E.A. Segarra et Leonid Yurganov.

Principales observations

- Les hydrates marins (principalement les hydrates de méthane) se trouvent principalement sur les pentes continentales, qui renferment de grandes quantités de méthane océanique et où la pression est suffisamment élevée et la température suffisamment basse.
- Des inquiétudes ont été exprimées quant aux risques climatiques résultant de la libération soudaine de grandes quantités de méthane provenant des hydrates marins. Toutefois, cette hypothèse ne bénéficie pas d'un large soutien à l'heure actuelle et n'est pas mentionnée dans le récent rapport spécial sur l'océan et la cryosphère dans un climat en mutation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.
- Les zones d'infiltration de gaz en eaux profondes associées aux hydrates de gaz abritent un haut degré de biodiversité soutenu par des bactéries chimiosynthétiques.
- La Chine et le Japon ont récemment enregistré leurs premiers succès dans la production de méthane à partir d'hydrates de méthane marins.

1. Introduction

La première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017c) ne contenait pas de données détaillées sur les hydrates marins. Dans le résumé global, il a été noté que ces hydrates faisaient partie de dépôts en eaux profondes ayant suscité un intérêt continu, mais qui n'ont toutefois pas été exploités à l'époque.

Il a été indiqué au chapitre 21 de la première Évaluation que les hydrates marins constituaient une composante potentielle pour le développement futur de l'énergie offshore. Une estimation de la quantité d'hydrates marins et de leur équivalent en carbone à travers le monde a été fournie. Alors que les hydrates représentent potentiellement un immense réservoir d'hydrocarbures, il a été noté dans ce chapitre que la production de méthane à partir des hydrates n'avait pas fait l'objet de recherches allant au-delà d'expériences de terrain à petite échelle et que sa pertinence pour l'approvisionnement mondial en gaz allait

probablement être éclipsée par le développement accru du gaz naturel terrestre.

Au chapitre 35 de la première Évaluation, il a été noté qu'en raison de la relation étroite entre les suintements de gaz sur les marges continentales et les zones d'intérêt pour l'exploration des ressources (pétrole, gaz et hydrates de méthane), il serait opportun d'évaluer la nature de la riche biodiversité associée et son rôle dans le fonctionnement des écosystèmes avant de procéder à d'éventuelles altérations et extractions. Cette biodiversité est examinée au chapitre 7P de la présente Évaluation sur les cheminées hydrothermales et les suintements froids.

Le présent chapitre vise à fournir une évaluation plus complète de l'origine et de l'abondance estimée des hydrates marins, de leur potentiel en tant que source d'énergie et des risques associés pour le climat de la Terre, la stabilité des pentes et la société humaine.

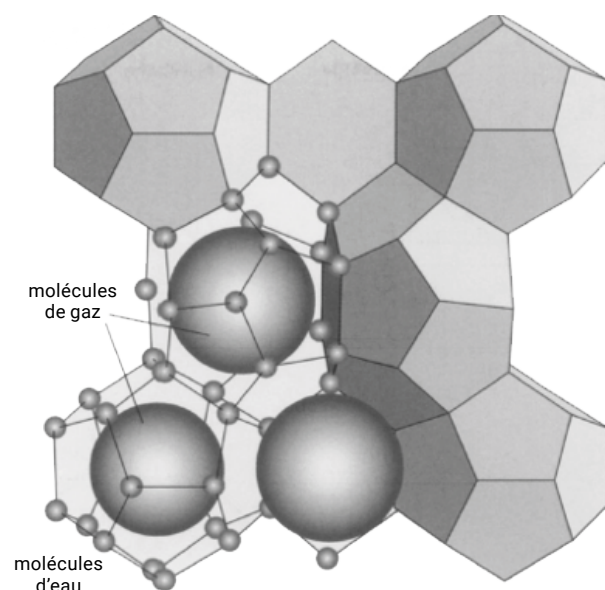
2. Que sont les hydrates marins ?

Un hydrate marin est un solide cristallin composé de molécules de gaz naturel retenues dans une gaine de molécules d'eau semblable à de la glace. La forme la plus courante d'hydrate marin est l'hydrate de méthane, dont

la formule chimique est $(\text{CH}_4)_4(\text{H}_2\text{O})_{23}$, soit 1 mole de méthane pour 5,75 moles d'eau, ce qui correspond à 13,4 % de méthane en masse (Maslin et al., 2010; Chou et al., 2000). Les hydrates marins sont souvent appelés clathrates

marins ou clathrates de méthane (du latin « clathri », qui signifie « treillis »), car les molécules d'eau forment un treillis dans lequel les molécules de gaz sont retenues. On trouvera un schéma d'hydrate de gaz à la figure I.

Figure I
Structure typique d'un hydrate de gaz, où les molécules d'eau sont reliées entre elles pour former une gaine emprisonnant les molécules de gaz comme le méthane



Source : Maslin et al., 2010.

Les hydrates de méthane ont été reconnus pour la première fois à la fin du XIX^e siècle (Wróblewski, 1882; Villard, 1894). Dans les années 1930, ils ont été détectés dans la nature lorsque leur formation bouchait les gazoducs par temps froid. Dans les années 1950, des modèles théoriques ont été développés pour les hydrates de gaz et dans les années 1960, des scientifiques russes, dont Vasiliev, ont affirmé que d'importants gisements marins existaient dans le monde entier (Vasiliev et al., 1970). Cette conclusion a été confirmée au début des années 1970 par le prélèvement d'échantillons d'hydrates de méthane dans les fonds marins de la mer Noire (Yefremova et Zhizhchenko, 1974). Depuis lors, des prélèvements similaires ont été effectués dans le monde entier (voir figure II), et des pays tels que le Canada, la Chine, l'Allemagne, l'Inde, le

Japon et les États-Unis d'Amérique ont mis en place de grands programmes de recherche sur les hydrates (Sloan et Koh, 2007; Maslin et al., 2010; Song et al., 2014).

2.1. Localisation et échelle des hydrates marins

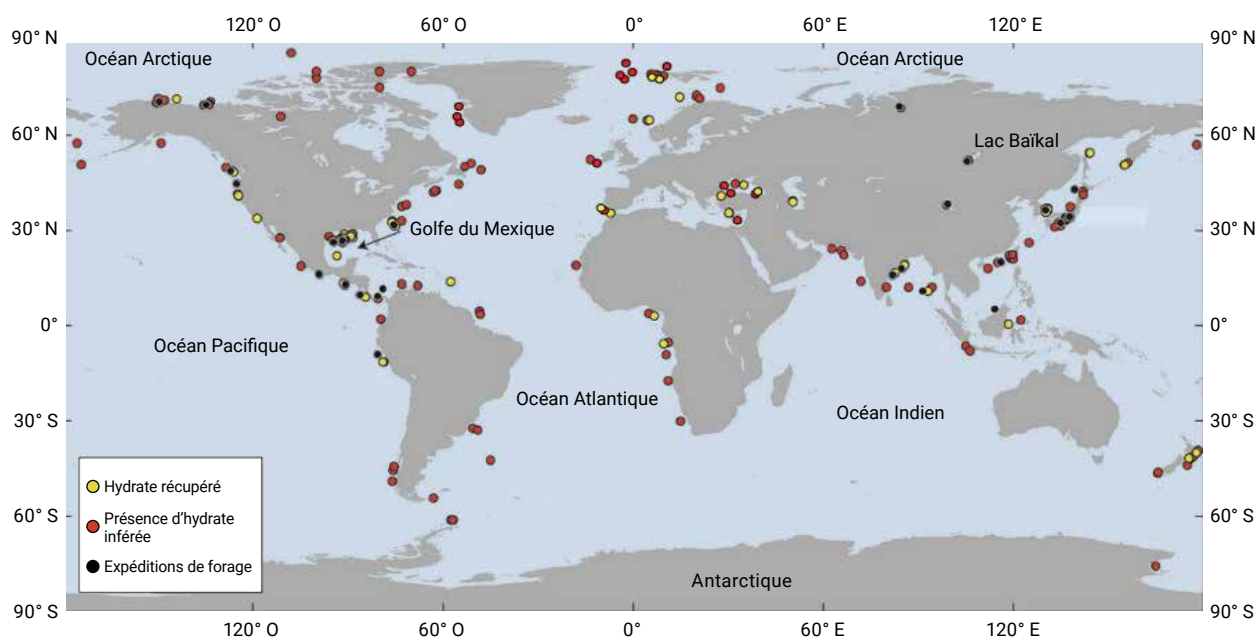
Les hydrates de gaz apparaissent dans les zones de production importante de gaz où la température est suffisamment basse et la pression suffisamment élevée pour les former et les conserver. La grande majorité des hydrates de gaz sont des hydrates marins, tandis qu'un peu plus de 1 % d'entre eux se trouve dans le pergélisol (Ruppel, 2015). La plupart des hydrates marins sont formés par l'accumulation de méthane résultant de la dégradation de la matière organique dans les sédiments enfouis. Les dépôts d'hydrates de gaz (souvent de plusieurs centaines de mètres d'épaisseur) sont incrustés dans les sédiments (Milkov et Sassen, 2002; Ruppel et Kessler, 2017). Les hydrates marins résultent principalement de la circulation de gaz dans les failles et les canaux de la colonne sédimentaire et se trouvent exposés au fond de la mer.

La répartition des hydrates marins est déterminée par l'association d'une source de gaz, de la profondeur de l'eau (généralement supérieure à 500 m, mais cela dépend de la composition du gaz) et de la température (gradient géothermique), qui stabilise les hydrates et assure la perméabilité des sédiments. La façon la plus courante de déduire la présence d'hydrates de gaz consiste à procéder à une étude sismique : la limite entre les hydrates de gaz et les sédiments sous-jacents contenant du gaz libre reflète les formes avec un contraste d'impédance négatif, qui imite le fond marin (réflecteur simulant le fond), et peut être interprétée comme montrant la base de la zone de stabilité des hydrates de gaz. Les échantillons de fonds marins peuvent également être prélevés directement à l'aide de carottes ou d'autres dispositifs d'échantillonnage, mais des mesures spéciales doivent être prises pour maintenir leur stabilité lorsqu'ils sont ramenés à la surface (Maslin et al., 2010). Les données sismiques indiquent que

les hydrates de méthane se trouvent dans les sédiments du talus continental, tandis que ceux de l’océan Arctique se trouvent à des profondeurs moindres en raison de la température plus basse de la colonne d’eau (Dillon et Max, 2012). Au milieu des bassins océaniques, où la génération biogénique de gaz est faible en raison du manque de matière organique, et

dans les mers marginales où la pression au fond de la mer est plus faible, les hydrates ne se forment pas. Des hydrates se forment également dans et sous le pergélisol de l’Alaska et de la Sibérie (Maslin et al., 2010). La figure II montre une carte récente des emplacements connus et présumés d’hydrates de méthane.

Figure II
Lieux où des hydrates de gaz ont été récupérés, où la présence d’hydrates de gaz est déduite de données sismiques, et où des expéditions de forage ont été réalisées dans le pergélisol ou des environnements marins profonds, conduisant également à la récupération d’hydrates de gaz



Source : Ruppel, 2018, modifié sur la base des données de Ryu et al., 2013; Minshull et al., 2020¹.

Note : Les frontières, noms et désignations indiqués sur cette carte n’impliquent ni reconnaissance ni acceptation officielles de la part de l’Organisation des Nations Unies.

La présence d’hydrates marins est limitée par les conditions assurant leur maintien. Premièrement, il faut une source de gaz, généralement du méthane d’origine biogénique, provenant de la décomposition de la matière organique piégée dans les sédiments des fonds marins, qui favorise la présence de méthane en quantités supérieures à celles qui sont solubles dans les eaux environnantes. Deuxièmement, les fonds marins doivent présenter une combinaison

appropriée de haute pression et de basse température. Selon la composition du gaz, cette pression peut être rencontrée dès 400 m de profondeur dans les eaux arctiques, où la température est très basse. Dans les eaux plus chaudes, la profondeur requise peut atteindre 1 000 m. Troisièmement, il existe un seuil minimal permettant la présence d’hydrates marins : même à des pressions élevées, l’augmentation de la température par rapport à la profondeur

¹ L’équipe de rédaction remercie Chibuzo Ahaneku Valeria pour son aide dans la mise à jour de la carte.

sous le fond marin (gradient géothermique) restreint la stabilité des hydrates marins à environ 1 600 m (Kvenvolden et Lorenson, 2001; Maslin et al., 2010). La présence d'hydrates de méthane peut également agir comme un joint sur le gaz libre, retenant ainsi d'importantes quantités de méthane dans les sédiments situés en dessous (Hornbach et al., 2004).

En 1988 et 1990, deux estimations indépendantes ont indiqué une quantité totale d'hydrates de $21 \times 10^{15} \text{ m}^3$ (MacDonald, 1990; Kvenvolden, 1999), qui a fait l'objet d'un consensus. Toutefois, d'après un examen exhaustif d'autres évaluations et les enseignements tirés de nombreux programmes de forage, on a estimé en 2011 qu'il y avait $3 \times 10^{15} \text{ m}^3$ de méthane, calculés à la température et à la pression standard (Boswell et Collett, 2011). Ce chiffre correspond à la partie inférieure de

la fourchette (entre $1\text{-}5$ et $15\text{-}20 \times 10^{15} \text{ m}^3$) calculée par Milkov (2004) et est plus de 30 fois inférieur aux $1 \times 10^{17} \text{ m}^3$ estimés par Klauda et Sandler (2005). Certains experts soutiennent encore une estimation plus importante (Kvenvolden, 2012). La fourchette donnée par Milkov équivaut à une quantité située entre 500 et 1 000 et 7 500 et 10 000 gigatonnes de carbone (Maslin et al., 2010). À titre de comparaison, la United States Geological Survey a estimé en 2000 que les réserves totales de tous les autres combustibles fossiles contenaient 5 000 gigatonnes de carbone (United States Geological Survey World Energy Assessment Team, 2000). Des travaux ultérieurs soutenaient l'appel à poursuivre les recherches sur le total mondial des hydrates marins, sur la base d'un large débat organisé à la Royal Society de Londres en 2010 (Day et Maslin, 2010).

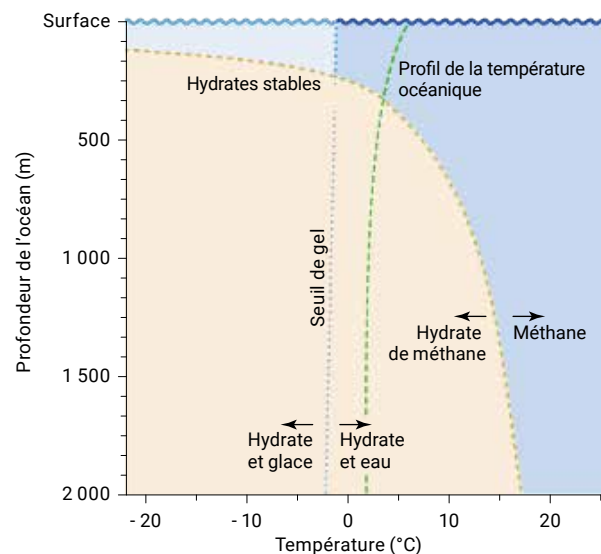
3. Risques potentiels liés aux hydrates de méthane marins

3.1. Risques liés à l'atmosphère

Le méthane est un puissant gaz à effet de serre dont le potentiel de piégeage de la chaleur sur un siècle est estimé à 25 fois celui du dioxyde de carbone par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2013]. Certains calculs plus récents suggèrent que ce facteur pourrait être jusqu'à 25 % plus élevé (Etminan et al., 2016). Pour la décennie 2008-2017, les émissions mondiales de méthane ont été estimées à 0,572 gigatonne de méthane par an (Saunois et al., 2019). Le fait que la stabilité des hydrates de gaz dépende de la température et de la pression, et en particulier de la température (voir figure III), a conduit à penser que le réchauffement climatique pourrait provoquer une libération catastrophique de méthane des réservoirs d'hydrates de gaz (hypothèse du fusil à clathrate) (Henriet et Mienert, 1998; Haq, 1999). Un mécanisme similaire a également été proposé pour expliquer les périodes de réchauffement rapide au cours du Quaternaire (Kennett et al., 2000; Maslin et al., 2004).

Toutefois, cette hypothèse est loin de faire l'unanimité et les preuves empiriques ne sont pas concluantes (Sowers, 2006; O'Hara, 2008).

Figure III
Stabilité de l'hydrate de méthane



Source : https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Undersea_methane_hydrate_phase_diagram.svg.

Un récent examen approfondi de l'interaction des changements climatiques avec les hydrates de méthane a permis de conclure que les observations n'avaient jusqu'à présent pas permis de prouver que le méthane dérivé des hydrates atteignait l'atmosphère, ou que les quantités qui pourraient potentiellement atteindre l'atmosphère étaient suffisamment importantes pour affecter le bilan global de méthane. Il a également été noté que, lors de l'examen des effets potentiels de la dissociation des hydrates de méthane marins sur le flux de méthane dans l'atmosphère, il était essentiel de prendre en compte les processus (puits) susceptibles d'intercepter le méthane avant qu'il n'atteigne l'atmosphère. En effet, en passant à travers les sédiments, le méthane peut être décomposé par oxydation anaérobie microbienne. D'une manière générale, la conclusion est que le méthane provenant des hydrates dissociés n'atteindrait pas l'atmosphère. Celui-ci pourrait se dissoudre dans l'eau, dans les sédiments ou dans la colonne d'eau, tout comme il pourrait être décomposé ensuite par oxydation microbienne dans la colonne d'eau. Toutefois, il faut davantage de données d'observation et de meilleurs modèles numériques pour mieux caractériser la synergie climat-hydrates à l'avenir (Ruppel et Kessler, 2017).

Ainsi, le rôle des hydrates de méthane dans les changements climatiques actuels et à venir n'est pas clair. En lieu et place d'impacts catastrophiques et abrupts, la libération de méthane des hydrates marins résultant de la hausse des températures océaniques pourrait s'être produite progressivement par le passé, sur des échelles de temps de plusieurs millénaires ou plus (Archer, 2007; Archer et al., 2009).

Cependant, l'océan Arctique se réchauffe plus rapidement que le reste du globe (Larsen et al., 2014), et il existe des preuves attestant d'une importante libération de méthane dans cet océan, qui pourrait provenir du pergélisol sous-marin proche des côtes, sur le plateau arctique de Sibérie orientale (Shakhova et al., 2014). Cependant, les modifications saisonnières du mélange de la colonne d'eau semblent empêcher le méthane d'atteindre

l'atmosphère pendant l'été (Yurganov et al., 2019).

Dans son récent rapport spécial sur l'océan et la cryosphère dans un climat en évolution (GIEC, 2019), le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat n'a pas mentionné les hydrates marins, sauf pour noter (au chapitre 5 du rapport) avec un faible degré de certitude que la hausse des températures des fonds, ou le déplacement des courants chauds sur les marges continentales, pourraient accroître la dissociation des hydrates de gaz enfouis sous les marges, et donc potentiellement intensifier l'oxydation anaérobie du méthane (qui produit du sulfure d'hydrogène) et étendre la couverture des communautés de suintement du méthane.

3.2. Risques liés à la stabilité des fonds marins

Lorsqu'ils sont enfermés dans les sédiments et que la saturation est suffisamment élevée, les hydrates de gaz peuvent agir comme du ciment, en compactant et en stabilisant le fond marin. Cependant, s'ils se forment dans des dépôts qui ne sont pas encore consolidés, les hydrates de gaz empêchent l'augmentation normale de la compaction à mesure que le poids des sédiments s'amplifie. S'il est déstabilisé par une diminution de la pression, ou plus particulièrement par une augmentation de la température du fond marin, l'hydrate de gaz peut alors se dissocier. Dans ce cas, des ruptures de pente sous-marine peuvent se produire (Maslin et al., 2010). Le glissement de Storegga, qui s'est produit au large du centre de la côte ouest de la Norvège il y a environ 8 200 ans, est un cas remarquable de l'implication supposée d'hydrates de gaz. Selon les calculs, le volume de ce glissement était de 3 000 km³ et a déclenché un tsunami qui a touché la Norvège, les îles Féroé (Danemark), l'Écosse et le nord de l'Angleterre (Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord). L'altitude maximale du point de pénétration de ce tsunami était d'environ 20 m. Bien qu'un tremblement de terre en soit probablement la cause immédiate, la dissociation des hydrates marins semble y avoir contribué de manière

significative (Bondevik et al., 2005; Bryn et al., 2005; Micallef et al., 2009). D'une manière générale, le consensus actuel semble être le suivant : bien que la dissociation des hydrates marins puisse contribuer à l'ampleur, et donc

à l'impact, des ruptures de pente majeures, il existe généralement un déclencheur distinct sous la forme d'un tremblement de terre ou d'un événement climatique extrême (Tappin, 2010).

4. Les hydrates marins comme source d'énergie

Étant un gaz naturel, le méthane est une source d'énergie bien connue. Plusieurs pays ont entrepris de vastes programmes de recherche pour étudier les possibilités d'utiliser les hydrates marins comme source de gaz naturel. Parce qu'ils manquent de ressources en gaz naturel terrestre, la Chine et le Japon comptent parmi les États qui ont déployé le plus d'efforts dans cette exploration.

En 2002, le Japon a créé le Research Consortium for Methane Hydrate Resources in Japan (MH21) afin d'explorer et de développer l'énergie issue d'hydrates marins dans ses mers. Le consortium réunissait la Japan Oil, Gas and Metals National Corporation, le National Institute of Advanced Industrial Science and Technology et l'Engineering Advancement Association of Japan. Les travaux ont été planifiés en trois phases. La première phase s'est déroulée de 2002 à 2008 et impliquait une coopération avec un certain nombre d'autres États, notamment le Canada, l'Allemagne, l'Inde et les États-Unis. Au nombre des principaux résultats obtenus, on peut citer une meilleure connaissance des ressources en hydrates marins du Japon et deux essais réussis de production d'hydrates de méthane à terre, qui ont permis d'obtenir environ 13 000 m³ de méthane. Durant la deuxième phase, qui s'est déroulée de 2008 à 2015, un test de production offshore a été réalisé avec succès, une évaluation de l'impact environnemental a été élaborée et une évaluation économique et une vérification sur le terrain ont été effectuées. La troisième phase, dont l'objectif principal est d'établir une plateforme technique pour la commercialisation, est toujours en cours. Le programme est d'autant plus important depuis le tremblement de terre de Tōhoku en 2011, qui a conduit à une politique de réduction de la dépendance prévue à l'énergie nucléaire (Oyama et Masutani, 2017). Grâce à un effort de collaboration

entre le Laboratoire national des technologies énergétiques du Département américain de l'énergie, la Japan Oil, Gas and Metals National Corporation, le Service géologique des États-Unis et le Petrotechnical Resources of Alaska, en coopération avec les porteurs de parts de Prudhoe Bay, un puits d'essai d'hydrates de gaz naturel a été foré. Celui-ci a révélé deux réservoirs d'hydrates de gaz adaptés à de futurs essais. Le puits de Prudhoe a touché des réservoirs à environ 700 m et 844 m sous la surface. Selon le Service géologique des États-Unis, les hydrates de gaz remplissent de 65 % à 80 % des interstices, ou porosités, entre les grains de sable et de limon du réservoir supérieur qui constituent la formation rocheuse. Le Japon collabore également avec les États-Unis pour effectuer des essais de production dans l'unité de Prudhoe Bay au cours de l'exercice 2021/2022. L'expérience acquise dans le cadre de cette collaboration aidera le Japon dans ses efforts pour mener un essai pilote au cours de l'exercice 2027/2028.

Dans le golfe du Mexique, la recherche d'hydrates de méthane à des fins énergétiques est approfondie. La première étape du Gulf of Mexico Gas Hydrates Joint Industry Project a été entreprise en 2005 pour développer une technologie et collecter des données, en vue de faciliter la caractérisation des hydrates de gaz naturels dans les eaux profondes du golfe du Mexique. L'objectif principal du programme était de comprendre l'impact de l'exploitation des hydrates sur la stabilité des fonds marins et les changements climatiques, mais également d'évaluer le potentiel de l'hydrate de méthane comme future ressource énergétique. Chevron, ConocoPhillips, Halliburton, la Japan Oil, Gas and Metals National Corporation, Reliance Industries, Schlumberger, Total et le Service de la gestion des ressources minières des États-Unis ont participé au programme, en

collaboration avec le Georgia Institute of Technology, la Rice University et le Service géologique des États-Unis. L'étude (Ruppel, 2018) a révélé qu'un forage de recherche d'hydrates de gaz dans des sédiments fins peut être réalisé en toute sécurité, sans entraîner la perturbation du fond marin qui devrait résulter de la dissociation des hydrates. Les résultats ont également mis en évidence la nécessité d'un flux de gaz ciblé à travers des zones de perméabilité localisées, comme la masse de sable ou les fractures, dans la formation de dépôts d'hydrates d'une étendue latérale très limitée. Les résultats ont également souligné l'importance relativement moindre des caractéristiques du fond marin, comme les monticules, et des hydrates dans le choix des sites de carottage pour les réserves plus importantes situées à de plus grandes profondeurs. Les opérations de carottage, de forage et de câblage ont été effectuées à des profondeurs d'eau de plus de 500 m, jusqu'à une profondeur comprise entre 200 m et 459 m sous le fond marin. En 2009, l'objectif principal de la deuxième étape du Gulf of Mexico Gas Hydrates Joint Industry Project était de recueillir des diagraphies au forage des réservoirs de sable contenant des hydrates de gaz, dans sept puits situés en trois endroits du golfe du Mexique. Les résultats de la deuxième étape suggèrent que les sables d'hydrates de gaz à haute saturation, exempts de gaz libres piégés, sont sûrs pour l'exploitation puisqu'ils ne présentent pas de risques de forage. La découverte de sables épais contenant des hydrates à Walker Ridge et Green Canyon valide l'approche géologique et géophysique intégrée utilisée dans le processus de sélection du site de préforage. Elle renforce également la confiance dans l'évaluation des volumes d'hydrates de gaz situés dans le golfe du Mexique et d'autres bassins sédimentaires marins.

Le National Gas Hydrate Program of India a entrepris la deuxième expédition à bord du navire de forage *Chikyu* entre mars et juillet 2015 dans les eaux profondes du bassin Krishna Godavari, en collaboration avec l'Organisme pour les sciences et technologies géologiques et océanographiques du Japon et le Service géologique des États-Unis. L'objectif de l'expédition était de confirmer la présence de réservoirs

d'hydrates sableux identifiés à partir des données sismiques et de calculer les réserves à partir du pourcentage de saturation en hydrates et des dimensions de la masse de sable. Des carottages sous pression, des diagraphies au forage, des diagraphies au câble et des opérations d'essai de formation ont été réalisés dans le cadre du programme. L'expédition (Collett et al., 2019) a confirmé le modèle de dépôt interconnecté des bassins de pente prévu avec un faciès de levées de canaux riches en sable et saturés d'hydrate de méthane dans le bassin de Krishna Godavari. Les informations pétrophysiques exceptionnellement détaillées acquises grâce à des diagraphies rapprochées lors du forage, et de l'accumulation d'hydrates de gaz dans les trous de forage dans la zone B du bloc L1, ont fourni l'une des vues tridimensionnelles les plus exhaustives d'un système de réservoir d'hydrates de gaz, parmi tous ceux qui sont connus à travers le monde.

L'hydrate de méthane a été identifié comme une nouvelle source potentielle de gaz pour la Chine, et la mer de Chine méridionale contiendrait certains des gisements les plus prometteurs du monde. En Chine, un nombre important d'institutions ont entrepris des recherches sur une possible utilisation des hydrates marins comme source d'énergie, en particulier sur la technologie qui serait nécessaire pour les récupérer. Les méthodes envisagées comprennent la dépressurisation et la stimulation thermique. La recherche s'est également concentrée sur la sécurité des sédiments contenant des hydrates de méthane pendant la production de gaz et sur l'impact environnemental qui en découle (Song et al., 2014). Le Service géologique chinois a effectué un premier test de production et a récupéré 309 000 m³ de méthane à partir d'hydrates marins dans la région de Shenhu, dans le sud de la mer de Chine, entre le 10 mai et le 9 juillet 2017 (Li et al., 2018). La Chine a extrait 861 400 m³ de gaz naturel à partir d'hydrate de méthane, appelé « glace inflammable », au cours d'une opération de production expérimentale d'un mois dans la mer de Chine méridionale, après une première extraction expérimentale de gaz à partir d'hydrate de méthane en 2017, au cours de laquelle un total de 309 000 m³ de gaz naturel ont été produits en 60 jours.

5. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Il existe des lacunes évidentes quant aux connaissances relatives à la répartition et à la taille des dépôts d'hydrates de méthane à l'échelle mondiale. La carte de la figure II montre que, pour une grande partie du monde, les évaluations de la présence d'hydrates de gaz sont largement basées sur l'extrapolation plutôt que sur l'observation directe. De même, les estimations des quantités globales d'hydrates existantes sont largement basées sur les estimations du volume de la zone de stabilité des hydrates de méthane, indépendamment des preuves de la présence ou de l'absence de gaz pour les former. De plus, la génération de méthane abiogénique par serpentinisation de la croûte océanique, un processus océanique majeur, a été largement ignorée. Une étude sur les hydrates de gaz en Europe a récemment été publiée (Minshull et al., 2020), mais il n'existe toujours pas d'étude actualisée au niveau mondial.

Il existe également des lacunes importantes en matière de compréhension du comportement des hydrates de méthane dans des circonstances changeantes, en particulier les

changements de température des océans, la manière dont les hydrates de méthane peuvent se dissocier et la manière dont tout méthane libéré se comportera par la suite, ainsi que ses impacts sur le climat et la stabilité des talus. En outre, il reste à déterminer si l'oxydation du méthane qui s'échappe des fonds marins, dont une partie provient vraisemblablement de la dissociation des hydrates, contribue de manière significative à l'acidification des océans. Ces lacunes en matière de connaissances peuvent être très importantes en ce qui concerne la libération de méthane océanique dans l'atmosphère et l'effet de serre qui en résulte, même si l'opinion prédominante est que cette possibilité est limitée (voir section 4 ci-dessus).

Des capacités sont clairement en cours de développement en Chine, au Japon et ailleurs pour permettre l'accès au méthane stocké sous forme d'hydrates marins. À l'heure actuelle, elles en sont au stade expérimental ou d'essai, mais elles pourraient devenir importantes pour les États disposant d'un accès limité au gaz naturel.

6. Perspectives

Les perspectives dépendent donc beaucoup de la demande en gaz naturel dans le contexte de la réduction de la consommation de charbon et d'autres combustibles fossiles, du succès des expériences visant à donner accès

aux hydrates de méthane, et de la poursuite de l'identification des emplacements des gisements importants d'hydrates de méthane qui pourraient justifier leur exploitation.

Références

- Archer, D. (2007). Methane hydrate stability and anthropogenic climate change. *Biogeosciences*, vol. 4, No. 4, pp. 521–544. <https://doi.org/10.5194/bg-4-521-2007>.
- Archer, D., and others (2009). Ocean methane hydrates as a slow tipping point in the global carbon cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 106, No. 49, pp. 20596–20601.
- Bondevik, Stein, and others (2005). The Storegga slide tsunami: comparing field observations with numerical simulations. *Ormen Lange: an Integrated Study for the Safe Development of a Deep-Water Gas Field within the Storegga Slide Complex, NE Atlantic Continental Margin*, vol. 22, No. 1, pp. 195–208. <https://doi.org/10.1016/j.marpetgeo.2004.10.003>.

- Boswell, Ray, and Timothy S. Collett (2011). Current perspectives on gas hydrate resources. *Energy and Environmental Science*, vol. 4, No. 4, pp. 1206–1215.
- Bryn, Petter, and others (2005). Explaining the Storegga slide. *Marine and Petroleum Geology*, vol. 22, Nos. 1–2, pp. 11–19.
- Chou, I-Ming, and others (2000). Transformations in methane hydrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 97, No. 25, pp. 13484–13487.
- Collett, T.S., and others (2019). India National Gas Hydrate Program Expedition 02: Summary of Scientific Results: gas hydrate systems along the eastern continental margin of India, *Marine and Petroleum Geology*, vol. 108, pp. 39–142.
- Day, S.J., and M. Maslin (2010). Gas hydrates: a hazard for the twenty-first century? *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 368, No. 1919, pp. 2579–2583.
- Dillon, William, and Michael Max, (2012). Oceanic gas hydrate. In *Natural Gas Hydrate: in oceanic and permafrost environments*, M. Max, ed. Berlin: Springer Science and Business Media.
- Etminan, M., and others (2016). Radiative forcing of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide: a significant revision of the methane radiative forcing. *Geophysical Research Letters*, vol. 43, No. 24, pp. 12614–12623. <https://doi.org/10.1002/2016GL071930>.
- Haq, Bilal U. (1999). Methane in the deep blue sea. *Science*, vol. 285, No. 5427, pp. 543–544.
- Henriet, J.-P., and J. Mienert (1998). Gas hydrates: the Gent debates. outlook on research horizons and strategies. *Geological Society, London, Special Publications*, vol. 137, No. 1, pp. 1–8. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.1998.137.01.01>.
- Hornbach, Matthew J., and others (2004). Critically pressured free-gas reservoirs below gas-hydrate provinces. *Nature*, vol. 427, No. 6970, pp. 142–144.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Thomas F. Stocker and others, eds. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2019). *Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. Geneva.
- Kennett, James P., and others (2000). Carbon isotopic evidence for methane hydrate instability during Quaternary interstadials. *Science*, vol. 288, No. 5463, pp. 128–133.
- Klauda, Jeffery B., and Stanley I. Sandler (2005). Global distribution of methane hydrate in ocean sediment. *Energy and Fuels*, vol. 19, No. 2, pp. 459–70. <https://doi.org/10.1021/ef049798o>.
- Kvenvolden, Keith A. (1999). Potential effects of gas hydrate on human welfare. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 96, No. 7, pp. 3420–3426.
- _____ (2012). Natural gas hydrate: background and history of discovery. In *Natural Gas Hydrate: in oceanic and pPermafrost environments*, Michael D. Max, ed. Berlin: Springer Science and Business Media. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4387-5_2.
- Kvenvolden, Keith A., and Thomas D. Lorenson (2001). The global occurrence of natural gas hydrate. In *Natural Gas Hydrates: occurrence, distribution, and detection*, C. Paull and W. Dillon, eds., pp. 3–18. Washington, D.C.: American Geophysical Society. <https://doi.org/10.1029/GM124p0003>.
- Larsen, J.N., and others (2014). Polar regions. In *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, V.R. Barros and others, eds., pp. 1567–1612. Cambridge: Cambridge University Press.
- Li, Jin-fa, and others (2018). The first offshore natural gas hydrate production test in South China Sea. *China Geology*, vol. 1, No. 1, pp. 5–16.
- MacDonald, Gordon J. (1990). Role of methane clathrates in past and future climates. *Climatic Change*, vol. 16, No. 3, pp. 247–281.
- Maslin, Mark, and others (2004). Linking continental-slope failures and climate change: testing the clathrate gun hypothesis. *Geology*, vol. 32, No. 1, pp. 53–56.

- Maslin, Mark, and others (2010). Gas hydrates: past and future geohazard? *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 368, No. 1919, pp. 2369–2393.
- Micallef, Aaron, and others (2009). Development and mass movement processes of the north-eastern Storegga slide. *Quaternary Science Reviews*, vol. 28, Nos. 5–6, pp. 433–448.
- Milkov, Alexei V. (2004). Global estimates of hydrate-bound gas in marine sediments: how much is really out there? *Earth-Science Reviews*, vol. 66, Nos. 3–4, pp. 183–197.
- Milkov, Alexei V., and Roger Sassen (2002). Economic geology of offshore gas hydrate accumulations and provinces. *Marine and Petroleum Geology*, vol. 19, No. 1, pp. 1–11.
- Minshull, Timothy, and others (2020). Hydrate occurrence in Europe: a review of available evidence, *Marine and Petroleum Geology*, vol. 111, pp. 1–11.
- O'Hara, Kieran D. (2008). A model for late Quaternary methane ice core signals: wetlands versus a shallow marine source. *Geophysical Research Letters*, vol. 35, No. 2.
- Oyama, Ai, and Stephen Masutani (2017). Review of the Methane Hydrate Program in Japan, *Energies*, vol. 10, pp. 1447–1460.
- Ruppel, Carolyn (2015). Permafrost-associated gas hydrate: is it really approximately 1% of the global system? *Journal of Chemical and Engineering Data*, vol. 60, No. 2, pp. 429–436.
- _____ (2018). The U.S. Geological Survey's Gas Hydrates Project. Report 2017–3079. Fact Sheet. Reston, Virginia. USGS Publications Warehouse. <https://doi.org/10.3133/fs20173079>.
- Ruppel, Carolyn, and John D. Kessler (2017). The interaction of climate change and methane hydrates. *Reviews of Geophysics*, vol. 55, No. 1, pp. 126–168.
- Ryu, Byong-Jae, and others (2013). Scientific results of the Second Gas Hydrate Drilling Expedition in the Ulleung Basin (UBGH2), *Marine and Petroleum Geology*, vol. 47, pp. 1–20.
- Saunio, Marielle, and others (2019). The global methane budget 2000–2017. *Earth System Science Data*.
- Shakhova, Natalia, and others (2014). Ebullition and storm-induced methane release from the East Siberian Arctic Shelf. *Nature Geoscience*, vol. 7, No. 1, pp. 64–70.
- Sloan, E. Dendy, Jr., and Carolyn Koh (2007). *Clathrate Hydrates of Natural Gases* (3rd edition), CRC Press, Boca Raton, Florida, United States of America.
- Song, Yongchen, and others (2014). The status of natural gas hydrate research in China: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 31, pp. 778–791.
- Sowers, Todd (2006). Late quaternary atmospheric CH₄ isotope record suggests marine clathrates are stable. *Science*, vol. 311, No. 5762, pp. 838–840.
- Tappin, D.R. (2010). Submarine mass failures as tsunami sources: their climate control. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 368, No. 1919, pp. 2417–2434.
- United Nations (2017a). Chapter 21: Offshore hydrocarbon industries. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Chapter 35: Extent of assessment of marine biological diversity. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United States Geological Survey (USGS) (2019). *Map of Gas Hydrates*. www.usgs.gov/media/images/map-gas-hydrates.
- United States Geological Survey World Energy Assessment Team (2000). *US Geological Survey World Petroleum Assessment 2000: Description and Results*. USGS Digital Data Series DDS-60. US Geological Survey.
- Vasiliev, V.G., and others (1970). The property of natural gases to occur in the earth crust in a solid state and to form gas hydrate deposits. *Otkrytiya v SSSR*, vol. 1969, pp. 15–17.

- Villard, M.P. (1894). Sur l'hydrate carbonique et la composition des hydrates de gaz. *Comptes Rendus de l'Académie Des Sciences*, vol. 119, pp. 368–371.
- Wróblewski, Zygmunt Florenty (1882). Sur la combinaison de l'acide carbonique et de l'eau. *Comptes Rendus de l'Académie Des Sciences*, vol. 94, pp. 212–213.
- Yefremova, A.G., and B.P. Zhizhchenko (1974). Occurrence of crystal hydrates of gases in the sediments of modern marine basins. *Doklady Akademii Nauk SSSR*, vol. 214, No. 5, pp. 1179–1181.
- Yurganov, Leonid, and others (2019). Methane increase over the Barents and Kara seas after the autumn pycnocline breakdown: satellite observations. *Advances in Polar Science*, vol. 30, pp. 82–390.

Chapitre 25

Effets

cumulatifs

Constitutrices et contributeurs : Karen Evans (organisatrice et responsable de l'équipe de rédaction), Roland Cormier, Piers Dunstan, Elizabeth Fulton, Jörn Schmidt (coresponsable d'équipe), Vanessa Stelzenmüller, Ca Thanh Vu (coresponsable d'équipe) et Skipton Woolley.

Principales observations

- Les pressions croissantes exercées sur les environnements marins par de multiples sources entraînent une perte de biodiversité, la dégradation et la fragmentation des habitats ainsi que des maladies.
- La bonne mise en œuvre d'une gestion écosystémique nécessite d'apprécier la manière et la mesure dans laquelle les activités humaines et les phénomènes naturels interagissent, et affectent les différentes composantes des écosystèmes et leur fonctionnement. Il convient également d'identifier des solutions afin de prévenir et d'atténuer les pressions résultant de ces interactions.
- De nombreux cadres d'évaluation des interactions, connues sous le nom d'effets cumulatifs, ont été élaborés au cours des deux dernières décennies. Ils sont fondés sur des approches et des terminologies différentes et ont été appliqués à divers niveaux.
- Bien que les approches varient, les évaluations des effets cumulatifs (EEC) réalisées à ce jour comportent pour la plupart trois étapes principales : a) la collecte d'informations sur l'intensité et l'empreinte des activités susceptibles d'affecter les écosystèmes marins; b) l'identification des réponses des composantes des écosystèmes; c) l'identification des mesures de gestion qui pourraient être appliquées en réponse.
- Bien qu'elles soient de plus en plus utilisées, les évaluations axées sur des régions, des zones ou des valeurs particulières et suivant les mêmes étapes générales que celles décrites ci-dessus font largement défaut dans les régions situées en dehors de l'Europe et de l'Amérique du Nord.
- Le biais géographique dans la mise en œuvre des EEC met en évidence des lacunes évidentes en matière de connaissances et de capacités, et souligne la nécessité de développer des approches qui : a) peuvent être mises en œuvre dans des régions où les données sont rares; b) sont facilement applicables; c) produisent des résultats qui peuvent être facilement compris et traduits dans les processus de prise de décision, en particulier dans les pays en développement.

1. Introduction

Le milieu marin est actuellement soumis à un certain nombre de pressions, dont beaucoup découlent des activités humaines. Au nombre de celle-ci figurent les changements climatiques, l'extraction des ressources, la pollution (d'origine terrestre et marine) et les espèces envahissantes, qui entraînent une perte de biodiversité, des dommages et une fragmentation des habitats et des maladies (par ex., Evans et al., 2017). L'objectif de la gestion écosystémique est de trouver un équilibre entre les activités humaines et la gestion de l'environnement afin de maintenir les propriétés, les fonctions et les services des écosystèmes¹. Pour cela, il convient de comprendre comment

et dans quelle mesure les activités humaines et les événements naturels interagissent et affectent les composantes des écosystèmes et leur fonctionnement. En outre, il est nécessaire de définir des solutions en vue de prévenir et d'atténuer les pressions causées par ces interactions (Halpern et al., 2008; Levin et al., 2009; Ban et al., 2010; Curtin et Pallezo, 2010). Ces interactions sont connues sous le nom d'impacts cumulatifs ou d'effets cumulatifs.

Les termes « impacts cumulatifs » et « effets cumulatifs » (ou « effets cumulés ») sont souvent utilisés de manière interchangeable pour décrire la manière dont les pressions affectent

¹ Voir également le chapitre 26 pour un aperçu des évaluations associées à la planification de l'espace marin et le chapitre 27 pour un aperçu des approches de gestion écosystémique.

les écosystèmes. L'utilisation d'un langage normalisé est essentielle au transfert de connaissances, ainsi qu'aux approches d'évaluation et d'expertise au-delà des limites de la gestion et entre les parties prenantes et les organisations. Une préférence pour l'utilisation du terme « effets cumulatifs » a été constatée, notant que les impacts sont hypothétiques et n'ont pas été directement observés ou attribués (Murray et al., 2015). Par souci de cohérence, le terme « effets cumulatifs » est utilisé dans le présent chapitre. Il n'existe pas encore de définition universellement acceptée des effets et impacts cumulatifs, les définitions variant dans la littérature, selon l'objet de l'évaluation et le contexte dans lequel celle-ci est menée (par ex., Anthony, 2016; Spaling et Smit, 1993; Hegmann et al., 1999; Halpern et al., 2008; Johnson, 2016; Uthicke et al., 2016). Le présent chapitre part du principe que les effets peuvent être définis comme une modification de l'environnement, y compris de ses composantes humaines, tandis que les impacts représentent les conséquences de cette modification (Johnson, 2016).

Il existe quatre grands types d'effets cumulatifs : additifs, synergiques, antagonistes (compensatoires) et masquants (Sonntag et al., 1987; Hegmann et al., 1999; Crain et al., 2008; Halpern et al., 2008). Les effets additifs sont des augmentations progressives des pressions résultant d'une activité, chaque augmentation s'ajoutant aux précédentes au fil du temps. Les effets synergiques, également appelés effets d'amplification ou exponentiels, amplifient les conséquences des pressions individuelles pour produire une conséquence commune qui est plus importante que l'effet additif. Les effets antagonistes ou

compensatoires produisent une conséquence commune qui est moins importante que l'effet additif. Les effets masquants produisent essentiellement les mêmes conséquences pour l'écosystème ou la composante sociale que celles qui se produiraient en cas d'exposition à une seule des pressions. Les impacts qui peuvent être considérés comme cumulatifs peuvent résulter d'une seule activité qui produit une seule pression de manière répétée, d'une seule activité qui produit des pressions multiples, d'activités multiples qui produisent une seule pression ou d'activités multiples qui produisent des pressions multiples au fil du temps (Foley et al., 2017).

La première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a) ne traitait pas de la question des effets cumulatifs, bien que l'éventail des facteurs affectant les services écosystémiques ait été examiné dans chacun de ses chapitres régionaux et qu'un résumé des pressions sur le milieu marin ait été fourni au chapitre 54 (Nations Unies, 2017b). Il n'y a toutefois pas eu de tentative d'évaluer les effets cumulatifs de ces pressions, ni de déterminer les cadres dans lesquels ces évaluations pourraient être menées au chapitre 54. Par conséquent, le présent chapitre donne un aperçu des éléments clés des évaluations des effets cumulatifs, ainsi que des approches et de leurs résultats, y compris plusieurs exemples détaillés d'approches régionales. L'objectif de cet aperçu est de fournir une base de référence sur la diversité des approches et leur utilisation, qui pourra être utilisée pour établir des changements d'approches et d'applications dans les futures évaluations globales.

2. Évaluation des effets cumulatifs

Au cours des deux dernières décennies, de nombreux cadres d'évaluation des effets cumulatifs sur l'environnement ont été élaborés, utilisant différentes approches et terminologies (Stelzenmüller et al., 2018). En outre, leur orientation a varié, certains adoptant une approche globale du système, qui a intégré à l'évaluation l'ensemble des facteurs de stress existants et leurs effets sur les grandes composantes du

milieu marin. D'autres se sont concentrés sur des facteurs de stress uniques, ainsi que des espèces ou des habitats uniques (Korpinen et al., 2012; Marcotte et al., 2015; Coll et al., 2016). Sur les 154 études examinées par Stelzenmüller et al. (2018), plusieurs conclusions clés se sont dégagées sur les différentes approches utilisées, notamment : a) toutes les évaluations font un usage sporadique ou modéré des

connaissances des experts et des données qualitatives; b) l'utilisation de systèmes d'information géographique est quasiment une condition préalable à l'évaluation; c) le traitement de l'incertitude est très lacunaire dans l'ensemble des composantes de chaque évaluation; d) un nombre croissant de nouvelles méthodes intégratives, telles que l'association de données qualitatives et de modélisations qualitatives pour évaluer l'état des écosystèmes et les pressions, sont élaborées à des fins d'évaluation.

Bien que les approches puissent varier, plusieurs éléments communs ont été cernés et devraient être intégrés aux EEC visant à faciliter la gestion et la planification [Halpern et al., 2008; Kappel et al., 2012; Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM), 2019]. D'une manière générale, ces éléments peuvent être classés en termes d'informations sur les activités engendrant des pressions susceptibles d'affecter les écosystèmes marins, d'informations sur les mesures pouvant être appliquées pour gérer ces activités et donc ces pressions, et les réactions des composantes des écosystèmes, qui dépendent à leur tour de leur résilience et de leur potentiel de récupération face aux pressions exercées.

À ce jour, le processus utilisé pour mener une EEC repose sur une cartographie qui nécessite de tenir compte de l'empreinte spatiale et temporelle d'une ou de plusieurs pressions (y compris la fréquence de cette activité et les pressions qui y sont associées comme mesure d'intensité) au regard des composantes de l'écosystème marin qui sont ou pourraient être affectées (Elliott et al., 2020). Une EEC examine en outre la vulnérabilité de ces composantes de l'écosystème (y compris leur sensibilité) et les risques pesant sur elles, tout en tenant compte des mesures de gestion éventuellement mises en place. Ainsi, il est possible d'identifier les pressions résiduelles subsistant après la prise en compte de la gestion, et de calculer une mesure de l'effet cumulatif prévu (Halpern et al., 2008; Kappel et al., 2012; CIEM, 2019). Les différents éléments d'information sont précisés dans la figure 1. La connectivité et l'hétérogénéité des composantes, des fonctions et des processus des écosystèmes, l'incertitude des processus biophysiques, et les niveaux

variables d'intensité des activités qui affectent l'environnement déterminent la complexité des EEC.

Les principales étapes fonctionnelles d'une EEC sont les suivantes :

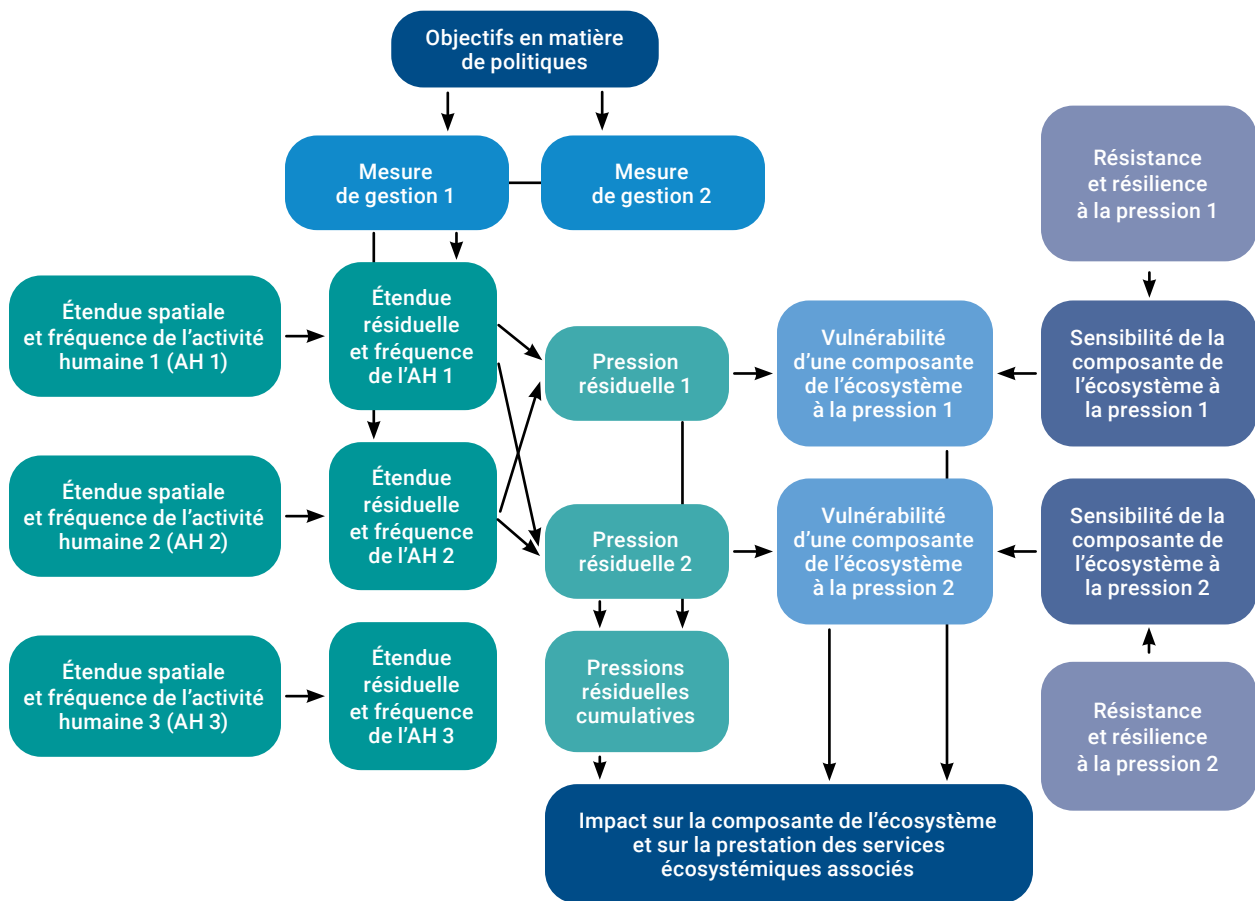
1. Définition des valeurs du système marin évalué

La première étape d'une évaluation consiste à déterminer les valeurs importantes sur le lieu de l'évaluation et leur répartition spatio-temporelle dans la zone d'évaluation. Les valeurs peuvent être de nature écologique, sociale, économique ou culturelle.

2. Définition des activités exerçant des pressions sur le système marin (facteurs de stress)

L'identification d'une expression tangible des impacts cumulatifs potentiels passe par la confirmation d'une interaction entre le système de valeur et la pression. Il est nécessaire d'identifier les perturbations et les activités susceptibles d'exercer des pressions sur le système marin dans la zone de l'évaluation, mais aussi de cartographier et de quantifier la nature des pressions (par ex., directes, indirectes, continues ou intermittentes) et leur répartition spatio-temporelle. Il s'agit d'un facteur clé des EEC. La concentration de nombreuses activités ou de perturbations dans une petite zone sur une courte période peut entraîner des pressions ou des facteurs de stress qui s'accumulent en raison d'un effet d'affluence. Une zone peut résister à un certain niveau de perturbation, mais si ce niveau est dépassé plus rapidement que le taux de récupération naturelle, la perturbation pourrait dépasser le seuil écologique ou sociétal d'une composante estimée (Johnson, 2016). En outre, les effets des pressions peuvent se disperser à partir de la zone d'activité, ce qui entraîne un effet différé sur les zones extérieures à l'empreinte immédiate de l'activité. Par conséquent, l'étendue, la dispersion, la fréquence et la persistance des pressions associées à une activité doivent être prises en compte lors de l'évaluation de l'exposition au risque (Borgwardt et al., 2019). En outre, tous les facteurs de stress potentiels à l'intérieur et à proximité de la zone d'évaluation doivent être pris en compte afin d'identifier les nouveaux risques potentiels.

Figure I
Éléments d'une évaluation des effets cumulatifs axée sur la quantification des effets associés aux activités humaines sur les écosystèmes



Source : D'après CIEM (2019).

De nombreuses approches peuvent être adoptées pour cartographier et quantifier l'étendue spatiale et temporelle des valeurs et des facteurs de stress, comme les systèmes d'information géographique, l'interpolation spatiale et les modèles dynamiques (par ex., Andersen et al., 2013; Robinson et al., 2013; Borgwardt et al., 2019; Dunstan et al., 2019). En raison de la nature variable des valeurs et des facteurs de stress et de leur mesure, ainsi que des données ou des informations qui pourraient être disponibles et contribuer au processus de cartographie, il est peu probable qu'une approche unique soit appropriée en toutes circonstances. L'approche adoptée doit plutôt être adaptée aux données disponibles (y compris à leur complexité), bien saisir les composantes spatio-temporelles des données et résoudre toute incertitude, biais ou supposition relatifs aux données.

3. Lien conceptuel entre pressions et valeurs

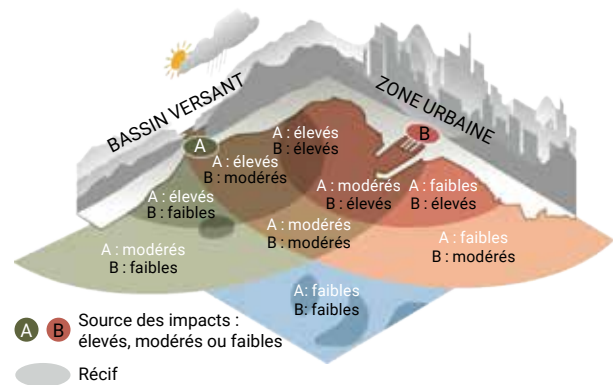
Des approches conceptuelles (par exemple des modèles qualitatifs ou quantitatifs identifiant les voies d'impact) peuvent être utilisées pour relier les valeurs identifiées et les diverses activités et facteurs de stress potentiels dans la zone d'évaluation (par ex., Dambacher et al., 2009; Anthony et al., 2013). Pour ce faire, elles déterminent les liens entre les composantes et les processus du milieu marin, la manière dont les pressions naturelles et anthropiques peuvent affecter le système, ainsi que les lacunes en matière de connaissances et les principales incertitudes du système. Dans l'idéal, ces approches tiennent compte de la nature des interactions potentielles entre les pressions résultant des multiples facteurs de stress, et reconnaissent que les interactions

peuvent être non linéaires et de nature synergique, antagoniste ou masquante (voir section 1 ci-dessus). Pour comprendre la manière dont les valeurs et les pressions interagissent, on peut dans un premier temps utiliser des modèles qualitatifs qui permettent de mettre en évidence la direction, la nature et l'étendue des interactions. Les prévisions de changement peuvent alors être estimées par modélisation probabiliste (par ex., Anthony et al., 2013). Une telle approche permet de déterminer le degré d'effet (c'est-à-dire la gravité) sur les valeurs, et donc les interactions les plus importantes, afin de concentrer les efforts sur l'amélioration de la compréhension, de la cartographie et de la quantification des effets.

4. Évaluation du risque et de l'incertitude

Une fois que les voies d'effets des pressions sur les valeurs sont comprises, l'ampleur de l'effet sur la valeur peut être quantifiée, de sorte que le niveau d'exposition résultant des différents facteurs de stress est intégré à leurs étendues spatiales individuelles, c'est-à-dire leurs « zones d'influence » (Anthony et al., 2013; voir également la figure II). Il est alors possible d'estimer le risque qui pèse sur la valeur, en raison des impacts causés par la pression et de l'incertitude associée. Il convient toutefois de noter que la compréhension limitée de la valeur et des pressions est en soi une fréquente source d'incertitude. Par exemple, il arrive fréquemment que les modèles spatiaux et temporels des pressions ne soient pas entièrement connus, pas plus que les réponses de valeurs particulières aux pressions qui peuvent varier dans l'espace et le temps (Stock et Micheli, 2016). L'identification des sources d'incertitude et de leur influence sur les résultats des évaluations peut être elle-même difficile. Par conséquent, il convient de réaliser des analyses de sensibilité appropriées, qui examinent l'influence de tous les facteurs de stress et leurs interactions (Stock et Micheli, 2016). L'estimation des risques doit pouvoir saisir la complexité des composantes du système et des interactions avec les activités et les incertitudes associées. Elle doit intégrer les distributions spatiales et temporelles pertinentes de toutes les conséquences, positives comme négatives (par ex., Gregory et al., 2012; Stock et Micheli, 2016).

Figure II
Modèle conceptuel illustrant les zones d'influence pour deux exemples de sources ponctuelles : (A) écoulement fluvial des bassins versants; et (B) développement urbain ou portuaire



Note : Les probabilités de changement pour chaque valeur écosystémique et le total de la valeur écosystémique potentiellement affectée (ces probabilités tenant compte des incertitudes) sont calculées dans chaque zone d'influence.

Source : Anthony et al. (2013).

5. Validation

Enfin, les réseaux d'interactions, les cartes de risques et les effets cumulatifs doivent être vérifiés par l'observation, si possible (bien que cela se produise assez rarement en pratique; voir Halpern et Fujita, 2013). Afin de faciliter cette validation, les évaluations des risques doivent être présentées de manière à pouvoir être observées, c'est-à-dire mesurées et cartographiées sur le terrain.

Le cadre facteurs–pressions–état–impact–réponses est utile pour élaborer des modèles quantitatifs d'estimation des effets et pour communiquer avec les responsables politiques et autres décideurs (Smeets et Weterings, 1999; Elliott et al., 2017). Ce cadre repose sur l'idée que les facteurs (forces naturelles et humaines sous-jacentes) exercent sur l'environnement des pressions (facteurs immédiats) qui entraînent des changements dans l'état de l'environnement. En outre, une EEC doit explicitement inclure une évaluation de l'efficacité des mesures de gestion pour être opérationnelle (Cormier et al., 2018; Stelzenmüller et al., 2018), notamment en matière de quantification des effets des mesures de

gestion sur les pressions et les impacts qui en résultent et de détermination de potentielles modifications des mesures de gestion pour réduire davantage ces pressions et les impacts qui en résultent. À ce jour, la plupart des évaluations des effets cumulatifs n'ont pourtant établi aucun lien entre l'évaluation des effets cumulatifs et les mesures de gestion qui peuvent réglementer les activités entraînant les pressions respectives (Hayes et al., 2015; Cormier et al., 2017). Par conséquent, de nombreuses évaluations des effets cumulatifs

n'établissent que des liens limités entre les processus de planification, et les cadres réglementaires qui pourraient permettre de déterminer les cas nécessitant la mise en œuvre d'une approche de précaution et ceux nécessitant l'amélioration des processus de gestion (CIEM, 2019). En outre, les méthodes d'EEC les plus communément acceptées considèrent que la prestation de services écosystémiques et l'estimation des effets socioculturels ne relèvent pas de l'évaluation (CIEM, 2019).

3. Applications régionales des évaluations des effets cumulatifs sur le milieu marin : répartition et approches

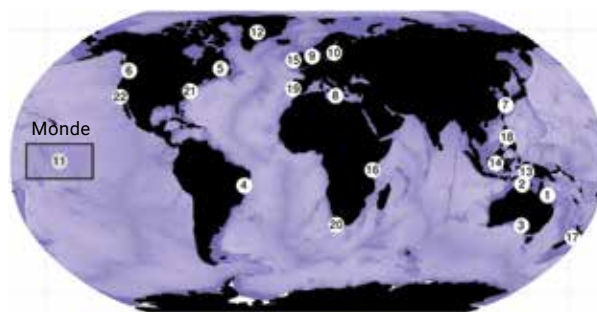
La mise en œuvre des EEC au sein des systèmes marins a rapidement augmenté au cours des vingt dernières années, avec des applications dans les évaluations marines régionales, la planification et les processus réglementaires (Halpern et al., 2015; CIEM, 2019). Pourtant, bien qu'elles soient davantage utilisées, les évaluations suivant les mêmes étapes générales que celles décrites dans la section 2 font largement défaut dans les régions situées en dehors de l'Europe et de l'Amérique du Nord (Korpinen et Andersen, 2016; voir aussi la figure III et le tableau).

Récemment, Korpinen et Andersen (2016) ont entrepris un examen des EEC afin de donner un aperçu des méthodes et des pratiques qui leur sont associées dans le milieu marin. Cet examen visait en particulier à déterminer si les différentes variables d'estimation utilisées pour les EEC étaient comparables, et si la validation des EEC était fiable. Des approches méthodologiques similaires ont été observées dans la moitié des études examinées, qui étaient basées sur la méthode de Halpern et al. (2008). Cependant, relativement peu de ces études ont traité les principales incertitudes liées à l'utilisation de ces approches, comme le soulignent Halpern et Fujita (2013). L'examen a permis d'identifier plusieurs domaines clés dans lesquels les EEC doivent progresser, notamment la validation ou l'étalonnage des pressions, l'intégration de mesures précises des composantes temporelles des activités

humaines (beaucoup supposaient que les activités étaient de longue durée et coïncidaient dans le temps) et la prise en compte des impacts historiques ayant déjà modifié le milieu marin.

Sur la base de cette étude, un examen de la littérature évaluée par les pairs et publiée depuis 2016 a été entrepris pour la présente Évaluation, en recherchant dans la base de données Scopus les mots clés « effet cumulatif » et « impact cumulatif », afin de fournir un résumé actualisé des évaluations. Le tableau fournit un aperçu de chaque approche et des résultats de toutes les EEC.

Figure III
Répartition mondiale des évaluations des effets cumulatifs mises en œuvre dans les écosystèmes marins (2016–2019)



Note : Mise à jour des EEC détaillées dans Korpinen et Andersen (2016). Les numéros correspondent aux résumés présentés dans le tableau.

La mise à jour de l'étude a permis d'obtenir les informations suivantes :

- Les approches d'évaluation doivent être basées sur le contexte. À cet égard, si les approches doivent comprendre les étapes fonctionnelles décrites dans le présent chapitre, l'élaboration des approches d'EEC doit tenir compte de plusieurs éléments : l'échelle (et la résolution) de l'évaluation, les valeurs évaluées, les données disponibles pour entreprendre une telle évaluation, les incertitudes associées aux données, les objectifs de gestion spécifiques de l'évaluation et le format des résultats produits, en particulier leur capacité à faciliter la planification et la gestion.
- Les évaluations doivent tenir compte de l'étendue et de la variabilité spatiale et temporelle des données, ainsi que de l'incertitude qui leur est associée (y compris l'incertitude liée à la qualité des données). Cela permettra non seulement de garantir la solidité des résultats des EEC, mais aussi de se concentrer sur les domaines susceptibles de comporter des lacunes en matière de connaissances ainsi que ceux dans lesquels des efforts devront être déployés à l'avenir pour améliorer les évaluations et réduire les incertitudes.
- La plupart des EEC manquent de mesures empiriques de la sensibilité des composantes des écosystèmes aux effets des facteurs de stress. Les résultats des évaluations doivent donc être vérifiés par l'observation.
- De nombreuses évaluations continuent de fournir des estimations ponctuelles ou des moyennes temporelles des effets cumulatifs, au lieu d'études temporelles régulières qui pourraient fournir des informations sur les modifications des effets cumulatifs dans le temps (c'est-à-dire les tendances).
- Pour garantir la prise en compte des EEC dans les processus décisionnels, celles-ci devraient intégrer des liens entre une évaluation des effets cumulatifs et les mesures de gestion susceptibles de réglementer les activités à l'origine des diverses pressions. Ces liens font toujours défaut dans de nombreuses évaluations.

De la même manière, peu d'évaluations envisagent d'apprécier la mise en œuvre des mesures de gestion des activités entraînant les diverses pressions et effets cumulatifs sur l'environnement.

- Le plus souvent, les évaluations liées aux processus de gestion et de réglementation prennent uniquement en compte les effets des activités menées dans la zone réglementée et négligent la dispersion des effets au-delà de la zone évaluée (c'est-à-dire les effets à l'échelle de la région ou de l'écosystème). Il importe donc de considérer la séparation spatiale entre le lieu de l'activité et l'effet de pression (par ex., Stephenson et al., 2019).
- Il convient de communiquer clairement les risques et les incertitudes associés aux estimations des risques, pour que les EEC soient pleinement intégrées aux processus décisionnels. Les évaluations doivent décrire précisément les causes et les conséquences des effets délétères, afin d'aider les gestionnaires, les parties prenantes, les scientifiques et les ingénieurs à comprendre les voies de causalité des risques (par ex., Nicol et al., 2019).
- La mise en œuvre des EEC est géographiquement biaisée en faveur de l'Europe et de l'Amérique du Nord. Il est toutefois encourageant de constater que des évaluations sont publiées dans des régions où Korpinen et Andersen n'en avaient constatée aucune (2016). Les juridictions de nombreuses économies en développement doivent encore faire l'objet d'une évaluation formelle au-delà de la portée générale des analyses mondiales comme celles de Halpern et al. (2015). Cela met en lumière des lacunes évidentes en matière de capacités et la nécessité d'élaborer des approches qui : a) peuvent être mises en œuvre dans les régions où les données font défaut; b) peuvent intégrer des sources de données non traditionnelles, telles que les observations communautaires (par exemple, la science citoyenne) et les connaissances traditionnelles; c) sont aisément applicables (en termes de compétences et de temps); d) peuvent être facilement mises à jour à mesure que

de nouvelles informations ou pressions apparaissent; e) produisent des résultats qui peuvent être facilement compris et traduits dans les processus décisionnels.

Une description détaillée des nombreuses approches d'EEC mises en œuvre dans le milieu marin à l'échelle mondiale dépasse le cadre du présent chapitre. On trouvera ci-après des exemples de divers cadres mis en œuvre pour évaluer les effets cumulatifs dans les hémisphères sud et nord, ainsi que des informations complémentaires sur les développements dans les zones où des EEC ont été mises en œuvre à un moindre degré.

3.1. Grande Barrière de corail (Australie)

La Grande Barrière de corail a été identifiée comme étant soumise à une série de pressions allant du niveau local au niveau mondial, y compris à des pressions associées aux changements climatiques, aux tempêtes (cycloniques) et aux inondations, au ruissellement des nutriments et des sédiments provenant de l'exploitation des terres, aux polluants (y compris les pesticides, les débris marins, les plastiques, les nanoparticules, la pollution sonore et la pollution lumineuse), aux utilisations anthropiques du milieu marin et aux maladies (Uthicke et al., 2016). La santé globale des récifs est en déclin depuis un certain temps (De'ath et al., 2012), et les blanchissements massifs qui ont eu lieu en 2016, 2017 et 2020 ont encore affecté sa santé (Smith et Spillman, 2020). Selon certaines sources, la partie nord du récif a été altérée de façon permanente par ces pressions (Hughes et al., 2017).

L'élaboration d'EEC pour le récif est un processus itératif. Réalisée en 2012, la première EEC officielle utilisait un cadre combinant impact cumulatif et de prise de décisions structurée, qui faisait appel à des modèles qualitatifs et probabilistes en vue d'étudier l'influence d'un sous-ensemble de facteurs de stress cumulatifs (nutriments, turbidité et sédimentation, érosion des habitats et changements climatiques)

sur les récifs coralliens et les écosystèmes de prairies sous-marines (Anthony et al., 2013). Le cadre intégrait un processus décisionnel qui a permis d'explorer des interventions de gestion, conséquences et compromis hypothétiques.

L'approche d'impact cumulatif et de prise de décision structurée a été approfondie afin d'intégrer des modèles mécanistes statistiques, écotoxicologiques, conceptuels, semi-quantitatifs et quantitatifs, ainsi que des analyses de décisions structurées, afin d'évaluer les effets cumulatifs sur les milieux de récifs coralliens (Uthicke et al., 2016). Les résultats de ce cadre comprennent des cartes des risques et de l'exposition, et une évaluation des seuils de pression et de valeur pour des lieux spécifiques et des communautés écologiques d'intérêt. L'application de ce cadre a permis de reconnaître que : a) les changements linéaires sont rares dans les écosystèmes (c'est-à-dire que les changements ne sont pas nécessairement additifs); b) les seuils écologiques et les réponses à des pressions multiples sont susceptibles de changer au cours de périodes pertinentes sur le plan écologique, par acclimatation (qui peut améliorer les effets) ou par des effets d'aggravation dynamique (qui amplifient les réponses); c) les prédictions de réponses sans confirmation expérimentale ou sur le terrain peuvent conduire à des conclusions erronées et à un investissement suboptimal dans les processus de gestion.

L'approche adoptée par Uthicke et al. (2016) va au-delà de la simple superposition spatiale de la répartition des facteurs de stress et suppose que les effets cumulatifs sont linéairement additifs par nature, étant donné qu'elle permet une compréhension mécaniste des interactions non linéaires (par le développement de courbes de réponse complètes qui prennent en compte les interactions antagonistes et synergiques) ayant des implications sur la gestion. Connue sous le nom de politique de gestion des impacts cumulatifs du Récif 2050², ce cadre d'EEC proposait un ensemble de lignes directrices régissant sa mise en œuvre (Dunstan et al., 2019). Il n'a été appliqué que récemment³. L'implication de

² Voir www.gbrmpa.gov.au/our-work/reef-strategies/Reef-2050-policies#.

³ Voir <http://hdl.handle.net/11017/3389>.

l'Autorité du Parc marin de la Grande Barrière de corail (l'organisme de gestion responsable du récif) dans le développement du cadre a permis d'intégrer celui-ci à l'ensemble des processus de planification et d'approbation futurs au niveau régional, mais aussi dans des applications de développement spécifiques. Cette première application (illustrative) des lignes directrices a permis de mettre en relation les données collectées sur les systèmes de récifs coralliens peu profonds et les données spatiales relatives à la répartition des pressions grâce à des modèles d'équations structurelles, indiquant que les effets cumulatifs dépendent fortement du contexte (Dunstan et al., 2019). Elle a souligné le rôle joué par la surveillance à long terme pour faciliter les évaluations lors de l'évaluation des effets cumulatifs.

3.2. Mer du Nord

La mer du Nord est l'un des écosystèmes marins les plus touchés de l'océan mondial (Halpern et al., 2008). Elle est exposée aux impacts de multiples facteurs de stress anthropiques associés aux développements mondiaux et régionaux, notamment le développement côtier et la perte d'habitat, l'eutrophisation, la pollution et la pêche (Emeis et al., 2015). En outre, la mer du Nord est un point chaud des changements climatiques (Burrows et al., 2011; Holt et al., 2012), où des changements spectaculaires de la structure et du fonctionnement du réseau alimentaire ont été signalés en lien avec les tendances du niveau de la mer, ainsi que de la température et de l'acidification des océans (Reid et al., 2001; Beaugrand, 2003; Weijerman et al., 2005; McQuatters-Gollop et al., 2007; Kenny et al., 2009; Lynam et al., 2017). En particulier, la communauté piscicole de la mer du Nord a été fortement affectée par la pêche et les changements climatiques, des changements rapides et importants étant rapportés depuis 2000 (Engelhard et al., 2014; Fock et al., 2014; Sguotti et al., 2016; Frelat et al., 2017).

Les évaluations visant à étudier les effets des activités humaines sur les composantes de l'écosystème de la mer du Nord comprenaient un grand nombre d'études de modélisation axées sur l'effet de différentes pratiques de pêche aux poissons de fond, et produisaient

des mesures agrégées de la perturbation du milieu benthique par ces pratiques (Stelzenmüller et al., 2015; Rijnsdorp et al., 2016; Hiddink et al., 2019). Cela fait que l'attention se porte peu à peu sur l'évaluation de l'effet combiné des activités humaines autres que la pêche sur le milieu marin. (Stelzenmüller et al., 2010; Fock, 2011; Foden et al., 2011). Ceci peut s'expliquer par les limites associées aux données disponibles pour les EEC, mais aussi par les interconnexions socioécologiques complexes dans la région de la mer du Nord, dues en grande partie aux juridictions multinationales.

Depuis peu, on se concentre davantage sur le développement d'approches qui permettent d'évaluer les effets cumulatifs des activités humaines mais aussi d'apprécier ces effets à des échelles spatiales beaucoup plus grandes que celles envisagées précédemment (Knights et al., 2015; Piet et al., 2019) afin de produire des conseils de gestion plus ciblés (Piet et al., 2017; Cormier et al., 2018). Des approches intègrent des évaluations des risques exposition-effet basées sur des matrices de liens entre secteurs, pressions et composantes écologiques (Knights et al., 2015; Piet et al., 2019), ainsi qu'une cartographie spatiale des activités ou des facteurs de stress et des composantes de l'écosystème, associée à des voies de liens déterminées par des experts (Andersen et al., 2013). Ces approches sont similaires à celle décrite par Halpern et al. (2008). Les résultats de cette évaluation ont permis de mettre en évidence les principales zones où les effets cumulatifs sont les plus importants, ainsi que les facteurs de stress associés. Toutefois, aucune évaluation n'a encore été entreprise à l'échelle de la mer du Nord.

Une approche émergente de l'évaluation des effets cumulatifs dans la région, en particulier dans un contexte de gestion ou de réglementation, comprend un cadre associant structuration conceptuelle des voies de cause à effet et évaluation quantitative des effets (Cormier et al., 2018). Cette approche souligne la nécessité d'évaluer l'efficacité des mesures de gestion pour réduire les pressions humaines, afin de comprendre la charge de pression cumulative qui prévaut sur des composantes distinctes des écosystèmes.

3.3. Autres régions

Comme l'indique l'examen décrit dans le présent chapitre, peu d'évaluations des effets cumulatifs ont été réalisées en dehors de l'Amérique du Nord et de l'Europe (voir tableau). Parmi les EEC menées ailleurs, on peut citer l'exemple des EEC réalisées dans la région asiatique, où un processus décisionnel logique progressif, basé sur le travail d'experts, a été utilisé pour évaluer l'intensité de dix pressions (notamment l'urbanisation, les infrastructures côtières, portuaires et d'ancrage, les rejets d'eaux usées, l'aquaculture, une plateforme gazière, une saline et le tourisme) dans la baie de Jiaozhou en Chine (Wu et al., 2016). Les résultats pondérés ont ensuite été combinés à des mesures de distance calculées à l'aide de logiciels de systèmes d'information géographique pour produire des cartes qui illustraient la somme des effets cumulatifs. À Hong Kong (Chine), une approche similaire a été adoptée dans le but d'examiner les implications potentielles pour la survie de la population locale de dauphins à bosse de l'Indo-Pacifique (*Sousa chinensis*) (Marcotte et al., 2015). Dans ce cas précis, c'est la gravité de chaque effet sur la survie des dauphins qui a déterminé la pondération.

Au-delà des exemples spécifiques d'EEC présentés ci-dessus, il existe d'autres évaluations

connexes ou de précurseurs pour des sites en Asie et en Amérique latine. On peut en déduire que le nombre d'EEC menées dans ces régions pourrait être plus important. Par exemple, la méthode d'analyse intégrée des risques liés à la pêche de l'approche écosystémique développée par Zhang et al. (2011), qui est utilisée pour examiner les performances des stratégies de gestion des pêches par rapport aux objectifs de l'approche écosystémique de la gestion, pourrait facilement être élargie à d'autres activités humaines que la pêche. Cette approche tient explicitement compte d'aspects tels que les stocks de poissons locaux, les habitats, les mesures relatives à la biodiversité et les indicateurs économiques de la pêche. Point important, elle tient compte des types de pressions que la pêche exerce sur les écosystèmes. À partir de là, l'approche pourrait être élargie à d'autres activités pour créer une EEC. Les EEC pourraient également s'appuyer sur des modèles dynamiques fondés sur des processus réunissant explicitement de multiples activités humaines, notamment la pêche, l'aquaculture, le développement urbain, le transport maritime, l'exploitation minière, la sylviculture, l'agriculture et le tourisme, afin d'explorer les implications pour la gestion, le développement ou l'expansion futurs de l'aquaculture durable en Patagonie chilienne (Steven et al., 2019).

4. Perspectives

La plupart des EEC entreprises jusqu'à ce jour sont axées sur l'évaluation d'activités et d'effets s'étant déjà produits dans le milieu marin. La transition vers des évaluations permettant des prévisions et des prédictions suscite un engouement croissant. Celles-ci permettraient de faciliter la planification de futures activités et des approches de gestion adaptative et préventive (par ex., Lukic et al., 2018; voir également chap. 26). La contribution économique mondiale des industries marines devrait doubler d'ici 2030 (Organisation de coopération et de développement économiques, 2016) pour atteindre jusqu'à 3 000 milliards de dollars. Elle devrait s'accompagner d'une augmentation exponentielle (ou similaire) de leur empreinte et de leurs interactions (McCauley et al., 2015;

Plagányi et Fulton, 2017). Pour éviter des résultats indésirables et une dégradation des valeurs des systèmes marins, il conviendra de mener des évaluations informatives des effets cumulatifs, qui faciliteront la gestion adaptative et la prise de décision fondée sur des données factuelles. Des langages, méthodes et modèles de recherche dynamiques couvrant plusieurs disciplines seront nécessaires pour y parvenir. Le développement de telles évaluations n'est pas chose aisée et nécessitera des efforts considérables, notamment en termes de prévision spatialement et temporellement explicite de chaque facteur de stress, et de prise en compte de la nature changeante des interactions entre les facteurs de stress. Il semble toutefois peu probable, du moins dans un avenir proche, que

l'on parvienne à une méthodologie prospective unifiée et largement applicable d'EEC. Compte tenu de leur nature, il est en effet difficile de résoudre les principales incertitudes liées aux prévisions. À cet égard, il serait utile d'améliorer les directives et les meilleures pratiques pour faciliter ces approches d'EEC.

Qu'elles soient prospectives ou rétrospectives, on s'accorde de plus en plus sur le fait que les méthodes associées aux EEC doivent être élargies pour prendre en compte les effets combinés de l'ensemble des pressions exercées sur les écosystèmes marins, et non plus uniquement des effets multiples d'activités de développement uniques ou de l'accumulation des effets de multiples activités similaires au sein d'un seul secteur industriel. Des cadres de modélisation tels que ceux détaillés ci-dessus ont permis de constater que les réponses des systèmes marins étaient souvent synergiques et non linéaires, et que les effets antagonistes jouaient un rôle important dans l'évolution de l'environnement (Crain et al., 2008; Hunsicker et al., 2016; Uthicke et al., 2016). Il est nécessaire d'améliorer la capacité d'utilisation des approches de modélisation conceptuelle et statistique permettant une compréhension mécaniste des interactions non linéaires entre les facteurs de stress, les effets non additifs sur le milieu marin et les réactions du milieu marin qui en découlent. Comme indiqué précédemment, il est admis que l'élaboration de ces approches n'est pas simple et nécessitera des efforts conséquents. À cet égard, il serait utile d'améliorer les directives et les meilleures pratiques pour faciliter ces approches d'EEC, et de s'engager à renforcer les capacités nécessaires à leur application et à leur utilisation.

Les méta-analyses (par ex., Crain et al., 2008) aident les chercheurs à comprendre la prévalence des interactions additives, synergiques et antagonistes, tandis que les approches statistiques aident à déterminer la présence et la nature des interactions non additives (par ex., Teichert et al., 2016). En outre, des progrès importants ont été réalisés dans le traitement de l'incertitude dans les évaluations (par ex., Rochet et al., 2010; Foster et al., 2014; Gissi et al., 2017) et, dans une moindre mesure, dans la définition des seuils et des points de référence à utiliser dans les évaluations, bien qu'ils puissent être quelque peu subjectifs car définis par des objectifs sociétaux (par ex., Samhoury et Levin, 2012; Large et al., 2015; Samhoury et al., 2012, 2017). L'intégration de l'incertitude permet une interprétation plus solide des résultats des évaluations. Elle facilite également le processus de gestion adaptative, tout en identifiant les priorités de recherche afin de combler les lacunes en matière de connaissances, pour une amélioration continue de la gestion.

En définitive, pour accroître l'étendue géographique des EEC, des efforts devront être faits dans l'optique de développer des approches pouvant être appliquées, en particulier dans les situations où les données sont insuffisantes, et produisant des résultats qui peuvent être facilement compris et traduits en processus décisionnels (Stelzenmüller et al., 2020). Les décideurs seront ainsi mieux équipés pour faire face à la nature dynamique des écosystèmes marins en évolution rapide, où les combinaisons et la prédominance relative des différentes pressions évolueront dans le temps et l'espace.

Résumé des évaluations des effets cumulatifs (2016–2019), par pays et par région

N° de la carte ^a	Région géographique	Région océanique	Approches d'évaluation	Objectifs de l'évaluation	Résultats de l'évaluation	Références
1	Australie	Océan Pacifique Sud	Modèles conceptuels qualitatifs Réseaux de croyance bayésiens Modèles statistiques Modèles mécanistes Calculs des indices Analyses bibliographiques	Cartographier la compréhension scientifique des habitats coralliens et déterminer les lacunes Définir les limites des méthodes d'évaluation existantes Évaluer l'impact de la pêche de crevettes au chalut Déterminer les impacts qui affectent les habitats et les communautés de récifs Évaluer la réponse du corail au réchauffement et à la sédimentation des océans Relever les effets cumulatifs des multiples espèces qui se déplacent dans le cadre de scénarios de changements climatiques et évaluer les réponses de gestion	Poursuite du déclin général de l'état de la Grande Barrière de corail Considérations relatives à la réalisation d'évaluations des effets cumulatifs (y compris les incertitudes et les biais) et recommandations pour les faire progresser, par l'élaboration de cadres d'évaluation applicables à tout un éventail d'activités et de domaines Mise en évidence des lacunes en matière de connaissances Possibilité de cascades trophiques et d'impact négatif sur la dynamique et la productivité des écosystèmes résultant de la redistribution de multiples espèces	Grech et al. (2011); Marzloff et al. (2016); Uthicke et al. (2016); Bessell-Browne et al. (2017); Richards et Day (2018); Dunstan et al. (2019)
2	Australie	Océan Pacifique Sud et océan Indien	Cartographie spatiale	Évaluer les tendances cumulatives des prises accessoires de tortues de mer	Détermination d'un point chaud de prises accessoires dans le golfe de Carpentarie, où de multiples espèces ont été affectées par la pêche commerciale	Riskas et al. (2016)
3	Australie	Océan Indien	Cartographie spatiale	Évaluer les effets cumulatifs sur le milieu marin tout en tenant compte de l'incertitude des experts	Transparence et robustesse accrues de la mise en œuvre de la gestion grâce à l'évaluation de l'incertitude des experts	Jones et al. (2018)
4	Brésil	Océan Atlantique Sud	Cartographie spatiale Calculs des indices	Évaluer l'exposition des récifs coralliens aux effets cumulés des activités humaines	Variation spatiale et variation en termes de types de facteurs de stress auxquels les récifs coralliens ont été soumis du fait de leur exposition. Les zones les plus exposées étaient les plus proches des centres de population.	Magris et al. (2018)

5	Canada	Océan Atlantique Nord	Modèles de répartition des espèces	Évaluer l'impact du réchauffement des océans et de la diminution de l'oxygène sur trois espèces marines	Changement important de la distribution des espèces, projeté sur 20 à 30 ans de différentes manières	Stortini et al. (2017)
6	Canada et États-Unis d'Amérique	Océan Pacifique Nord	Cartographie spatiale Modèles statistiques	Évaluer les impacts des concentrations d'oxygène dissous et du chalutage de fond le long d'un gradient de profondeur Évaluer les impacts du blindage des côtes Évaluer les impacts de la pollution sonore marine	Influence du chalutage de fond sur le benthos en eau profonde, y compris dans les zones où les communautés sont formées par de forts gradients environnementaux Contribution possible du blindage des côtes aux effets cumulatifs Prévention des blessures et blessures prévues des animaux marins par la pollution sonore marine	De Leo et al. (2017); Dethier et al. (2016); Ellison et al. (2016)
7	Chine	Océan Pacifique Nord	Analyses bibliographiques Modèles statistiques Modèles numériques	Mener un examen qualitatif des facteurs de stress potentiels contribuant au déclin de la pêche Évaluer les effets cumulatifs des métaux et des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur les communautés de bactérioplancton Évaluer les effets cumulatifs des projets de restauration sur la qualité de l'eau	Nécessité d'une gestion écosystémique pour le développement durable des pêches Effets individuels et cumulatifs du cadmium et du phénanthrène sur les assemblages bactériens, variables dans le temps et antagonistes aux premiers stades de l'exposition Amélioration de la qualité de l'eau grâce à des projets de restauration, souvent exécutés dans un cadre à objectif unique et sans tenir compte des autres activités réduisant la qualité de l'eau	Qian et al. (2017); Zhao et al. (2016); Ma et al. (2017)
8	Europe et Afrique	Mer Méditerranée et mer Noire	Méta-analyses Éclairage d'experts Estimation de l'incertitude Modèles de régression Calculs des indices Cartographie spatiale Modèles mécanistes Modèles statistiques	Cartographier et calculer les impacts cumulatifs associés à un éventail d'activités humaines Cartographier les espèces envahissantes et leurs effets sur les valeurs de la biodiversité	Initiatives de conservation actuelles insuffisantes pour faire face aux menaces cumulatives dans la zone économique exclusive de la Tunisie Forte variabilité des estimations de l'incertitude des impacts, seuls des impacts sur quelques zones de la mer Adriatique et de la mer Ionienne étant précisément définis Négligence des effets cumulatifs de l'extraction et du déversement de sable marin Aucun accord avec les résultats des experts sur l'importance modélisée des facteurs de dégradation observés sur les affleurements coralliens	Coll et al. (2016); Katsanevakis et al. (2016); Ben Rais Lasram et al. (2016); Corrales et al. (2017); Depellegrin et al. (2017); Gerakaris et al. (2017); Gissi et al. (2017); Trop (2017); Bevilacqua et al. (2018); Brodersen et al. (2018); Corrales et al. (2018)

N° de la carte ^a	Région géographique	Région océanique	Approches d'évaluation	Objectifs de l'évaluation	Résultats de l'évaluation	Références
9	Europe	Océan Atlantique Nord	Analyses des caractéristiques biologiques Cartographie spatiale Éclairage d'experts Méta-analyses Analyses spatiales Calculs des indices	Évaluer l'impact cumulé de cinq secteurs marins sur les communautés benthiques Évaluer l'influence des changements climatiques sur les outils de gestion par zone dans les zones de haute mer Évaluer les effets cumulatifs de la pollution sonore sur deux espèces	Variabilité de la sensibilité des habitats aux activités, le placement d'ouvrages lourds sur les habitats benthiques entraînant des modifications importantes des caractéristiques biologiques et fonctionnelles Diminution prévue de l'utilité des outils de gestion par zone dans les zones de haute mer, en raison des changements climatiques Identification des zones à haut risque d'exposition pour les deux espèces	Merchant et al. (2017); Johnson et al. (2018); Kenny et al. (2018)
10	Europe	Mer Baltique	Systèmes d'information géographique basés sur des modèles de bassin visuel	Procéder à une évaluation visuelle de l'impact des pressions cumulées résultant des activités anthropiques actuelles et prévues	Impacts visuels potentiels les plus élevés pour les zones côtières abritées présentant des caractéristiques géomorphologiques complexes	Depellegrin (2016)
11	Monde	Monde	Analyses bibliographiques Méta-analyses Analyses spatiales Modèles statistiques	Examiner les évaluations des effets cumulatifs pour toute une série d'activités anthropiques, y compris les objectifs sociaux et de gestion Évaluer la capacité des grandes zones marines protégées à protéger les écosystèmes contre les impacts cumulatifs Évaluer la vulnérabilité des services écosystémiques des grands fonds marins à l'exploitation minière Évaluer les effets cumulatifs sur le milieu marin résultant de la production et du transport des sables bitumineux	Considérations relatives à la conduite des EEC (y compris les incertitudes et les biais) et recommandations pour les faire progresser, notamment par l'élaboration de cadres d'évaluation applicables à tout un éventail d'activités et de domaines Mise en évidence des lacunes en matière de connaissances	Borja et al. (2016); Briscoe et al. (2016); Hazeem et al. (2016); Lucke et al. (2016); Lundquist et al. (2016); Davies et al. (2017); Foley et al. (2017); Green et al. (2017); Le et al. (2017); Willstead et al. (2017); Faulkner et al. (2018); Stelzenmüller et al. (2018)

12	Groenland	Océan Arctique	Cartographie spatiale	Évaluer les effets cumulatifs de multiples facteurs de stress sur les valeurs de la biodiversité	Niveau élevé de chevauchement entre les facteurs de stress et les principales espèces le long de la côte ouest du Groenland, soulignant la nécessité de gérer et de protéger la zone à l'avenir	Andersen et al. (2017)
13	Indonésie	Océan Pacifique Sud	Éclairage d'experts Réseaux de croyance bayésiens	Évaluer les interactions entre les facteurs sociaux, économiques et environnementaux qui influencent les activités de pêche et l'efficacité du régime foncier maritime coutumier	Les résultats sociaux, économiques et environnementaux du régime foncier maritime coutumier sont influencés par les interrelations complexes entre les perceptions communautaires de la pêche et du tourisme et les conflits qui y sont associés	Hoshino et al. (2016)
14	Indonésie	Océan Indien	Évaluation semi-quantitative des risques	Évaluer les risques cumulatifs d'un éventail d'activités humaines pour l'écosystème marin	Le plus grand risque pour les écosystèmes marins résulte de la pêche, des changements climatiques et du développement côtier	Battista et al. (2017)
15	Irlande	Océan Atlantique Nord	Modèles statistiques	Évaluer l'impact des activités liées aux navires et à la construction sur les mammifères marins	Réduction de la présence de trois espèces au regard des activités liées aux navires et à la construction	Culloch et al. (2016)
16	Kenya	Océan Indien	Modèles statistiques	Évaluer les effets cumulatifs de la présence de bateaux de tourisme sur une population de dauphins de l'Indo-Pacifique	Les budgets comportementaux du dauphin sont affectés par la présence des bateaux de tourisme, bien que les effets cumulatifs ne soient pas significatifs aux niveaux actuels	Pérez-Jorge et al. (2017)
17	Nouvelle-Zélande	Océan Pacifique Sud	Analyses bibliographiques Méta-analyses Éclairage d'experts	Évaluer les interdépendances entre la science, la gouvernance et la société pour identifier les risques dans les écosystèmes marins Évaluer l'importance et l'ampleur des impacts de diverses activités et facteurs de stress sur les services écosystémiques	Considérations relatives à l'identification des risques et recommandations pour l'évaluation des risques Impacts cumulatifs totaux graves sur l'ensemble des services écosystémiques considérés, les changements climatiques, la pêche commerciale, la sédimentation et la pollution étant les plus importants	Thrush et al. (2016); Singh et al. (2017)

N° de la carte ^a	Région géographique	Région océanique	Approches d'évaluation	Objectifs de l'évaluation	Résultats de l'évaluation	Références
18	Philippines	Océan Pacifique Nord	Évaluation semi-quantitative des risques	Évaluer les risques cumulatifs d'un éventail d'activités humaines pour l'écosystème marin	Le plus grand risque pour l'écosystème marin résulte de la pêche et des changements climatiques	Battista et al. (2017)
19	Portugal	Océan Atlantique Nord	Cartographie spatiale	Évaluer les interactions entre une série d'activités humaines et le milieu marin	Niveau élevé d'impacts cumulatifs résultant des activités humaines dans l'espace maritime portugais, en particulier près des côtes	Fernandes et al. (2017)
20	Afrique du Sud	Océan Atlantique et océan Indien	Modèles statistiques	Décrire les biorégions pélagiques pour définir les zones de planification de l'espace maritime	Identification par l'analyse biorégionale de trois biorégions clés et d'un certain nombre de sous-régions comme cadre pour l'élaboration de rapports écosystémiques et la planification systématique de la conservation	Roberson et al. (2017)
21	États-Unis d'Amérique	Océan Atlantique Nord	Modèles mécanistes	Simuler les effets de multiples facteurs de stress sur les ressources marines vivantes	Les impacts les plus importants sur la productivité du système résultent des hausses de la température	Ihde et Townsend (2017)
22	États-Unis d'Amérique	Océan Pacifique Nord	Cartographie spatiale Modèles statistiques	Cartographier les impacts potentiels d'un ou de plusieurs facteurs de stress dans le réseau de zones marines protégées Évaluer la pertinence des activités scientifiques sur les habitats et les communautés dans les zones marines protégées Évaluer les effets cumulatifs des tempêtes et du piétinement des écosystèmes interstitiels	La plupart des zones marines protégées sont affectées par des répercussions terrestres et océaniques lourdes, les plus importantes résultant de facteurs de stress climatique Recommandations pour un cadre décisionnel permettant d'évaluer les activités scientifiques Impacts associés aux tempêtes et au piétinement d'espèces similaires, permettant ainsi d'identifier les espèces vulnérables, les perturbations ayant des effets cumulatifs	Micheli et al. (2016); Mach et al. (2017); Saarman et al. (2018)

^a Pour les numéros de la carte, voir la figure III.

Remerciements : L'équipe de rédaction tient à remercier Nicole Stollberg du Thünen Institute of Sea Fisheries de Bremerhaven, en Allemagne, pour avoir élaboré la figure I, ainsi que les trois pairs évaluateurs et les États Membres pour leurs observations qui ont permis d'améliorer le présent chapitre.

Références

- Andersen, Jesper H., and others (2013). Human uses, pressures and impacts in the eastern North Sea. Technical report, Danish Centre for Environment and Energy, No. 18.
- Andersen, Jesper H., and others (2017). Potential for cumulative effects of human stressors on fish, sea birds and marine mammals in Arctic waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 184, pp. 202–206.
- Anthony, Kenneth R.N. (2016). Coral reefs under climate change and ocean acidification: challenges and opportunities for management and policy. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 41, pp. 59–81.
- Anthony, Kenneth R.N., and others (2013). *A Framework for Understanding Cumulative Impacts, Supporting Environmental Decisions and Informing Resilience Based Management of the Great Barrier Reef World Heritage Area*. Final Report to the Great Barrier Reef Marine Park Authority and Department of the Environment.
- Ban, Natalie C., and others (2010). Cumulative impact mapping: advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. *Marine Policy*, vol. 34, No. 5, pp. 876–886.
- Battista, Willow, and others (2017). Comprehensive Assessment of Risk to Ecosystems (CARE): a cumulative ecosystem risk assessment tool. *Fisheries Research*, vol. 185, pp. 115–129.
- Beaugrand, Gregory (2003). Long-term changes in copepod abundance and diversity in the north-east Atlantic in relation to fluctuations in the hydroclimatic environment. *Fisheries Oceanography*, vol. 12, Nos. 4–5, pp. 270–283.
- Ben Rais Lasram, F., and others (2016). Cumulative human threats on fish biodiversity components in Tunisian waters. *Mediterranean Marine Science*, vol. 17, No. 1, pp. 190–201.
- Bessell-Browne, Pia, and others (2017). Cumulative impacts: thermally bleached corals have reduced capacity to clear deposited sediment. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, pp. 2716.
- Bevilacqua, S., and others (2018). A regional assessment of cumulative impact mapping on Mediterranean coralligenous outcrops. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, pp. 1–11.
- Borgwardt, Florian, and others (2019). Exploring variability in environmental impact risk from human activities across aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, vol. 652, pp. 1396–1408.
- Borja, Angel, and others (2016). Bridging the gap between policy and science in assessing the health status of marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 175.
- Briscoe, Dana K., and others (2016). Are we missing important areas in pelagic marine conservation? Redefining conservation hotspots in the ocean. *Endangered Species Research*, vol. 29, No. 3, pp. 229–237.
- Brodersen, Maren Myrto, and others (2018). Cumulative impacts from multiple human activities on seagrass meadows in eastern Mediterranean waters: the case of Saronikos Gulf (Aegean Sea, Greece). *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, No. 27, pp. 26809–26822.
- Burrows, Michael T., and others (2011). The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science*, vol. 334, No. 6056, pp. 652–655.
- Coll, Marta, and others (2016). Modelling the cumulative spatial-temporal effects of environmental drivers and fishing in a NW Mediterranean marine ecosystem. *Ecological Modelling*, vol. 331, pp. 100–114.
- Cormier, Roland, and others (2017). Moving from ecosystem-based policy objectives to operational implementation of ecosystem-based management measures. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 1, pp. 406–413.

- Cormier, Roland, and others (2018). The science-policy interface of risk-based freshwater and marine management systems: from concepts to practical tools. *Journal of Environmental Management*, vol. 226, pp. 340–346.
- Corrales, X., and others (2017). Hindcasting the dynamics of an Eastern Mediterranean marine ecosystem under the impacts of multiple stressors. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 580, pp. 17–36.
- Corrales, X., and others (2018). Future scenarios of marine resources and ecosystem conditions in the Eastern Mediterranean under the impacts of fishing, alien species and sea warming. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, pp. 14284.
- Crain, Caitlin Mullan, and others (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, vol. 11, No. 12, pp. 1304–1315.
- Culloch, Ross M., and others (2016). Effect of construction-related activities and vessel traffic on marine mammals. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 549, pp. 231–242.
- Curtin, Richard, and Raúl Pallezo (2010). Understanding marine ecosystem-based management: a literature review. *Marine Policy*, vol. 34, No. 5, pp. 821–830.
- Dambacher, Jeffrey M., and others (2009). Qualitative modelling and indicators of exploited ecosystems. *Fish and Fisheries*, vol. 10, pp. 305–322.
- Davies, T.E., and others (2017). Large marine protected areas represent biodiversity now and under climate change. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, p. 9569.
- De'ath, Glenn, and others (2012). The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 109, No. 44, pp. 17995–17999.
- De Leo, Fabio C., and others (2017). Bottom trawling and oxygen minimum zone influences on continental slope benthic community structure off Vancouver Island (NE Pacific). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 137, pp. 404–419.
- Depellegrin, Daniel (2016). Assessing cumulative visual impacts in coastal areas of the Baltic Sea. *Ocean and Coastal Management*, vol. 119, pp. 184–198.
- Depellegrin, Daniel, and others (2017). Multi-objective spatial tools to inform maritime spatial planning in the Adriatic Sea. *Science of the Total Environment*, vol. 609, pp. 1627–1639.
- Dethier, Megan N., and others (2016). Multiscale impacts of armoring on Salish Sea shorelines: evidence for cumulative and threshold effects. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 175, pp. 106–117.
- Dunstan, P.K., and others (2019). Draft guidelines for analysis of cumulative impacts and risks to the Great Barrier Reef. Report to the National Environmental Science Programme. Marine Biodiversity Hub. CSIRO.
- Elliott, M., and others (2017). “And DPSIR begat DAPSI (W) R (M)!”: a unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 118, Nos. 1–2, pp. 27–40.
- Elliott, Michael, and others (2020). Activity-footprints, pressures-footprints and effects-footprints: walking the pathway to determining and managing human impacts in the sea. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 155, p. 111201.
- Ellison, William T., and others (2016). Modeling the aggregated exposure and responses of bowhead whales *Balaena mysticetus* to multiple sources of anthropogenic underwater sound. *Endangered Species Research*, vol. 30, pp. 95–108.
- Emeis, Kay-Christian, and others (2015). The North Sea: a shelf sea in the Anthropocene. *Journal of Marine Systems*, vol. 141, pp. 18–33.
- Engelhard, Georg H., and others (2014). Climate change and fishing: a century of shifting distribution in North Sea cod. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 8, pp. 2473–2483.
- Evans, Karen, and others (2017). Australia state of the environment 2016: marine environment, independent report to the Australian Government Minister for the Environment and Energy. *Australian Government Department of the Environment and Energy, Canberra*.
- Faulkner, Rebecca C., and others (2018). Guiding principles for assessing the impact of underwater noise. *Journal of Applied Ecology*.

- Fernandes, Maria da Luz, and others (2017). How does the cumulative impacts approach support Maritime Spatial Planning? *Ecological Indicators*, vol. 73, pp. 189–202. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.014>.
- Fock, Heino (2011). Integrating multiple pressures at different spatial and temporal scales: a concept for relative ecological risk assessment in the European marine environment. *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 17, No. 1, pp. 187–211.
- Fock, Heino, and others (2014). An early footprint of fisheries: changes for a demersal fish assemblage in the German Bight from 1902–1932 to 1991–2009. *Journal of Sea Research*, vol. 85, pp. 325–335.
- Foden, Jo, and others (2011). Human pressures on UK seabed habitats: a cumulative impact assessment. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 428, pp. 33–47.
- Foley, Melissa M., and others (2017). The challenges and opportunities in cumulative effects assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 62, pp. 122–134.
- Foster, Scott D., and others (2014). The cumulative effect of trawl fishing on a multispecies fish assemblage in south-eastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, vol. 52, No. 1, pp. 129–139.
- Frelat, Romain, and others (2017). Community ecology in 3D: tensor decomposition reveals spatio-temporal dynamics of large ecological communities. *PLOS One*, vol. 12, No. 11. p. e0188205.
- Gerakaris, V., and others (2017). Effectiveness of *Posidonia oceanica* biotic indices for assessing the ecological status of coastal waters in Saronikos Gulf (Aegean Sea, Eastern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*, vol. 18, No. 1, pp. 161–178.
- Gissi, Elena, and others (2017). Addressing uncertainty in modelling cumulative impacts within maritime spatial planning in the Adriatic and Ionian region. *PLOS One*, vol. 12, No. 7, p. e0180501.
- Grech, A., and others (2011). A broad-scale assessment of the risk to coastal seagrasses from cumulative threats. *Marine Policy*, vol. 35, No. 5, pp. 560–567.
- Green, Stephanie J., and others (2017). Oil sands and the marine environment: current knowledge and future challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 15, No. 2, pp. 74–83.
- Gregory, Robin, and others (2012). *Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices*. John Wiley and Sons.
- Halpern, Benjamin S., and others (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, vol. 319, No. 5865, pp. 948–952.
- Halpern, Benjamin S., and others (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, vol. 6, p. 7615.
- Halpern, Benjamin S., and Rod Fujita (2013). Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. *Ecosphere*, vol. 4, No. 10, pp. 1–11.
- Hayes, K.R., and others (2015). Identifying indicators and essential variables for marine ecosystems. *Ecological Indicators*, vol. 57, pp. 409–419.
- Hazeem, Layla J., and others (2016). Cumulative effect of zinc oxide and titanium oxide nanoparticles on growth and chlorophyll a content of *Picochlorum* sp. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, No. 3, pp. 2821–2830.
- Hegmann, George, and others (1999). *Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide*. Citeseer.
- Hiddink, Jan Geert, and others (2019). Assessing bottom trawling impacts based on the longevity of benthic invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, vol. 56, No. 5, pp. 1075–1084.
- Holt, J.T., and others (2012). Oceanic controls on the primary production of the northwest European continental shelf: model experiments under recent past conditions and a potential future scenario. *Biogeosciences*, vol. 9, pp. 97–117.
- Hoshino, Eriko, and others (2016). A Bayesian belief network model for community-based coastal resource management in the Kei Islands, Indonesia. *Ecology and Society*, vol. 21, No. 2.
- Hughes, Terry P., and others (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, vol. 543, No. 7645, p. 373.

- Hunsicker, Mary E., and others (2016). Characterizing driver–response relationships in marine pelagic ecosystems for improved ocean management. *Ecological Applications*, vol. 26, No. 3, pp. 651–663.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2019). *Workshop on Cumulative Effects Assessment Approaches in Management (WKCEAM)*, vol. 1, No. 17. ICES Scientific Reports. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5226>.
- Ihde, Thomas F., and Howard M. Townsend (2017). Accounting for multiple stressors influencing living marine resources in a complex estuarine ecosystem using an Atlantis model. *Ecological Modelling*, vol. 365, pp. 1–9.
- Johnson, Chris J. (2016). Defining and Identifying Cumulative Environmental, Health, and Community Impacts. In *The Integration Imperative*, pp. 21–45. Springer.
- Johnson, David, and others (2018). Climate change is likely to severely limit the effectiveness of deep-sea ABMTs in the North Atlantic. *Marine Policy*, vol. 87, pp. 111–122.
- Jones, Alice R., and others (2018). Capturing expert uncertainty in spatial cumulative impact assessments. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, p. 1469.
- Kappel, Carrie V., and others (2012). Mapping cumulative impacts of human activities on marine ecosystems. Boston, Massachusetts: SeaPlan.
- Katsanevakis, Stelios, and others (2016). Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions*, vol. 22, No. 6, pp. 694–707. <https://doi.org/10.1111/ddi.12429>.
- Kenny, Andrew J., and others (2009). An integrated approach for assessing the relative significance of human pressures and environmental forcing on the status of large marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, vol. 81, Nos. 1–4, pp. 132–148.
- Kenny, Andrew J., and others (2018). Assessing cumulative human activities, pressures, and impacts on North Sea benthic habitats using a biological traits approach. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 3, pp. 1080–1092.
- Knights, Antony M., and others (2015). An exposure-effect approach for evaluating ecosystem-wide risks from human activities. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 72, No. 3, pp. 1105–1115.
- Korpinen, Samuli, and others (2012). Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, vol. 15, No. 1, pp. 105–114.
- Korpinen, Samuli, and Jesper H. Andersen (2016). A global review of cumulative pressure and impact assessments in marine environments. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 153.
- Large, Scott I., and others (2015). Quantifying patterns of change in marine ecosystem response to multiple pressures. *PLOS One*, vol. 10, No. 3, p. e0119922.
- Le, Jennifer T., and others (2017). Incorporating ecosystem services into environmental management of deep-seabed mining. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 137, pp. 486–503.
- Levin, Phillip S., and others (2009). Integrated ecosystem assessments: developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. *PLOS Biology*, vol. 7, No. 1, p. e1000014.
- Lucke, Klaus, and others (2016). Auditory sensitivity in aquatic animals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, vol. 139, No. 6, pp. 3097–3101.
- Lukic, I., and others (2018). *Handbook for Developing Visions in MSP. Technical Study under the Assistance Mechanism for the Implementation of Maritime Spatial Planning*. www.msp-platform.eu/sites/default/files/vision_handbook.pdf.
- Lundquist, Carolyn J., and others (2016). Science and societal partnerships to address cumulative impacts. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 2.
- Lynam, Christopher Philip, and others (2017). Interaction between top-down and bottom-up control in marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 114, No. 8, pp. 1952–1957.
- Ma, Deqiang, and others (2017). The cumulative effects assessment of a coastal ecological restoration project in China: an integrated perspective. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 118, Nos. 1–2, pp. 254–260.

- Mach, Megan E., and others (2017). Assessment and management of cumulative impacts in California's network of marine protected areas. *Ocean and Coastal Management*, vol. 137, pp. 1–11.
- Magris, Rafael, and others (2018). Cumulative Human Impacts on Coral Reefs: Assessing Risk and Management Implications for Brazilian Coral Reefs. *Diversity*, vol. 10, No. 2, pp. 26.
- Marcotte, Danielle, and others (2015). Mapping cumulative impacts on Hong Kong's pink dolphin population. *Ocean and Coastal Management*, vol. 109, pp. 51–63.
- Marzloff, Martin Pierre, and others (2016). Modelling marine community responses to climate-driven species redistribution to guide monitoring and adaptive ecosystem-based management. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 7, pp. 2462–2474.
- McCauley, Douglas J., and others (2015). Marine defaunation: animal loss in the global ocean. *Science*, vol. 347, No. 6219, p. 1255641.
- McQuatters-Gollop, Abigail, and others (2007). A long-term chlorophyll dataset reveals regime shift in North Sea phytoplankton biomass unconnected to nutrient levels. *Limnology and Oceanography*, vol. 52, No. 2, pp. 635–648.
- Merchant, Nathan D., and others (2017). Marine noise budgets in practice. *Conservation Letters*, vol. 11, No. 3, p. e12420.
- Micheli, Fiorenza, and others (2016). Combined impacts of natural and human disturbances on rocky shore communities. *Ocean and Coastal Management*, vol. 126, pp. 42–50.
- Murray, Cathryn Clarke, and others (2015). Advancing marine cumulative effects mapping: an update in Canada's Pacific waters. *Marine Policy*, vol. 58, pp. 71–77.
- Nicol, Sam, and others (2019). Quantifying the impact of uncertainty on threat management for biodiversity. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, pp. 1–14.
- Organization for Economic Cooperation and Development (2016). *The Ocean Economy in 2030*. <https://doi.org/10.1787/9789264251724-en>.
- Pérez-Jorge, Sergi, and others (2017). Estimating the cumulative effects of the nature-based tourism in a coastal dolphin population from southern Kenya. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 140, pp. 278–289.
- Piet, Gerjan, and others (2017). Ecological risk assessments to guide decision-making: methodology matters. *Environmental Science and Policy*, vol. 68, pp. 1–9.
- Piet, Gerjan, and others (2019). An integrated risk-based assessment of the North Sea to guide ecosystem-based management. *Science of the Total Environment*, vol. 654, pp. 694–704.
- Plagányi, Éva E., and Elizabeth A. Fulton (2017). The Future of Modeling to Support Conservation Decisions in the Anthropocene Ocean. In *Conservation for the Anthropocene Ocean*, pp. 423–445. Elsevier.
- Qian, Jie, and others (2017). Alteration in successional trajectories of bacterioplankton communities in response to co-exposure of cadmium and phenanthrene in coastal water microcosms. *Environmental Pollution*, vol. 221, pp. 480–490.
- Reid, Philip C., and others (2001). Pulses in the eastern margin current and warmer water off the north west European shelf linked to North Sea ecosystem changes. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 215, pp. 283–287.
- Richards, Zoe T., and Jon C. Day (2018). Biodiversity of the Great Barrier Reef: how adequately is it protected? *PeerJ*, vol. 6, p. e4747.
- Rijnsdorp, A.D., and others (2016). Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 73, supplement No. 1, pp. i127–i138.
- Riskas, Kimberly A., and others (2016). Justifying the need for collaborative management of fisheries bycatch: a lesson from marine turtles in Australia. *Biological Conservation*, vol. 196, pp. 40–47.
- Roberson, Leslie A., and others (2017). Pelagic bioregionalisation using open-access data for better planning of marine protected area networks. *Ocean and Coastal Management*, vol. 148, pp. 214–230.

- Robinson, Leonie A., and others (2013). *ODEMM Pressure Assessment Userguide V.2. ODEMM Guidance Document Series No. 4*. Liverpool: University of Liverpool.
- Rochet, Marie-Joëlle, and others (2010). Do changes in environmental and fishing pressures impact marine communities? An empirical assessment. *Journal of Applied Ecology*, vol. 47, No. 4, pp. 741–750.
- Saarman, Emily T., and others (2018). An ecological framework for informing permitting decisions on scientific activities in protected areas. *PLOS One*, vol. 13, No. 6, p. e0199126.
- Samhuri, Jameal F., and Phillip S. Levin (2012). Linking land- and sea-based activities to risk in coastal ecosystems. *Biological Conservation*, vol. 145, No. 1, pp. 118–129.
- Samhuri, Jameal F., and others (2012). Sea sick? Setting targets to assess ocean health and ecosystem services. *Ecosphere*, vol. 3, No. 5, pp. 1–18.
- Samhuri, Jameal F., and others (2017). Defining ecosystem thresholds for human activities and environmental pressures in the California Current. *Ecosphere*, vol. 8, No. 6, p. e01860.
- Sguotti, Camilla, and others (2016). Distribution of skates and sharks in the North Sea: 112 years of change. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 8, pp. 2729–2743.
- Singh, Gerald G., and others (2017). Mechanisms and risk of cumulative impacts to coastal ecosystem services: an expert elicitation approach. *Journal of Environmental Management*, vol. 199, pp. 229–241.
- Smeets, Edith, and Rob Weterings (1999). *Environmental Indicators: Typology and Overview*. Technical report No. 25. European Environment Agency.
- Smith G., and C. Spillman (2020). Ocean Temperature Outlooks: Coral Bleaching Risk – Great Barrier Reef and Australian waters. Bureau Research Report No. 43, Bureau of Meteorology.
- Sonntag, Nicholas C., and others (1987). *Cumulative Effects Assessment: A Context for Further Research and Development*. (No. 333.70971 C971). Canadian Environmental Assessment Research Council.
- Spaling, Harry, and Barry Smit (1993). Cumulative environmental change: conceptual frameworks, evaluation approaches, and institutional perspectives. *Environmental Management*, vol. 17, No. 5, pp. 587–600.
- Stelzenmüller, Vanessa, and others (2010). Quantifying cumulative impacts of human pressures on the marine environment: a geospatial modelling framework. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 398, pp. 19–32.
- Stelzenmüller, Vanessa, and others (2015). Quantitative environmental risk assessments in the context of marine spatial management: current approaches and some perspectives. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 72, No. 3, pp. 1022–1042.
- Stelzenmüller, Vanessa, and others (2018). A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management. *Science of the Total Environment*, vol. 612, pp. 1132–1140.
- Stelzenmüller, Vanessa, and others (2020). Operationalizing risk-based cumulative effect assessments in the marine environment. *Science of the Total Environment*, vol. 724, p. 138118.
- Stephenson, Robert L., and others (2019). A practical framework for implementing and evaluating integrated management of marine activities. *Ocean and Coastal Management*, vol. 177, pp. 127–138.
- Steven, Andrew D.L., and others (2019). SIMA Austral: an operational information system for managing the Chilean aquaculture industry with international application. *Journal of Operational Oceanography*, vol. 12, supplement No. 2, pp. S29–S46.
- Stock, Andy, and Fiorenza Micheli (2016). Effects of model assumptions and data quality on spatial cumulative human impact assessments. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 25, No. 11, pp. 1321–1332.
- Stortini, Christine H., and others (2017). Marine species in ambient low-oxygen regions subject to double jeopardy impacts of climate change. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 6, pp. 2284–2296.
- Teichert, Nils, and others (2016). Restoring fish ecological quality in estuaries: implication of interactive and cumulative effects among anthropogenic stressors. *Science of the Total Environment*, vol. 542, pp. 383–393.
- Thrush, Simon, and others (2016). Addressing surprise and uncertain futures in marine science, marine governance, and society. *Ecology and Society*, vol. 21, p. 22.

- Trop, Tamar (2017). An overview of the management policy for marine sand mining in Israeli Mediterranean shallow waters. *Ocean and Coastal Management*, vol. 146, pp. 77–88.
- United Nations (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Chapter 54: Overall assessment of human impact on the oceans. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Uthicke, Sven, and others (2016). Multiple and cumulative impacts on the GBR: assessment of current status and development of improved approaches for management. *Final Report Project*, vol. 1.
- Weijerman, Mariska, and others (2005). Regime shifts in marine ecosystems of the North Sea and Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 298, pp. 21–39.
- Willsteed, Edward, and others (2017). Assessing the cumulative environmental effects of marine renewable energy developments: establishing common ground. *Science of the Total Environment*, vol. 577, pp. 19–32.
- Wu, Zaixing, and others (2016). A methodology for assessing and mapping pressure of human activities on coastal region based on stepwise logic decision process and GIS technology. *Ocean and Coastal Management*, vol. 120, pp. 80–87.
- Zhang, Chang Ik, and others (2011). An IFRAME approach for assessing impacts of climate change on fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, No. 6, pp. 1318–1328.
- Zhao, ShuJiang, and others (2016). A preliminary analysis of fishery resource exhaustion in the context of biodiversity decline. *Science China Earth Sciences*, vol. 59, No. 2, pp. 223–235.

Sixième partie
Tendances
concernant
les stratégies
de gestion
du milieu
marin

Chapitre 26

Faits nouveaux en matière de planification de l'espace marin

Constitutrices et contributeurs : Alan Simcock (organisateur et responsable de l'équipe de rédaction), Jarbas Bonetti, Louis Celliers, Karen Evans (coresponsable d'équipe), Leandra Gonçalves, Marcus Polette, Julian Reyna et Ca Thanh Vu (coresponsable d'équipe).

Principales observations

- L'ampleur croissante des activités humaines et les impacts associés sur le milieu marin ont donné lieu à une recrudescence des conflits entre les différentes utilisations de l'océan. La planification de l'espace marin (PEM) est un moyen efficace de résoudre ces conflits.
- Au cours des deux dernières décennies, un nombre croissant de juridictions ont établi diverses formes de PEM : certaines consistent simplement en des plans de zonage, tandis que d'autres intègrent des systèmes de gestion plus complexes.
- Le statut juridique de la PEM varie selon les juridictions. Dans certaines, il s'agit d'une orientation à prendre en compte. Dans d'autres, la PEM a une valeur juridique qui limite certaines décisions relatives à la gestion.
- En général, la PEM a été plus efficace lorsque les autorités et les parties prenantes concernées ont participé à son élaboration.

1. Introduction

Comme l'indique le résumé de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), « les activités humaines ont aujourd'hui des répercussions si nombreuses et si importantes sur l'océan que les limites de sa capacité de charge sont en passe d'être (ou, dans certains cas, ont été) atteintes ». Ces répercussions résultent à la fois de l'intensification des utilisations traditionnelles de la mer, de leur développement dans de nouvelles régions, et du développement de nouvelles utilisations. Il est de plus en plus difficile de considérer l'utilisation de l'espace océanique comme allant de soi, et ses différentes utilisations auront tendance à être conflictuelles, en particulier dans les zones côtières. Dans le présent chapitre, nous examinons le rôle de la planification de l'espace marin (PEM) comme approche visant à planifier et à gérer ces conflits potentiels.

Les demandes de biens et de services provenant des zones maritimes relevant de la juridiction nationale dépassent souvent la capacité de ces zones à satisfaire l'ensemble des demandes. En l'absence de régimes réglementaires spéciaux, les ressources marines peuvent être soumises à une exploitation excessive, et d'autres utilisations de la mer (comme le rejet de déchets) peuvent dégrader le milieu marin. Souvent, les externalités de

cette exploitation et de ces utilisations ne sont pas prises en compte dans les systèmes de marché concernés, et il peut être nécessaire d'identifier des compromis efficaces dans la répartition des utilisations de la mer (Tuda et al., 2014). Un processus public peut donc être souhaitable pour concilier tous ces facteurs.

Dans le même temps, on prend de plus en plus conscience du rôle majeur que joue l'océan en vue de parvenir à un développement durable. De nombreux pays ont élaboré des programmes visant à assurer l'expansion durable de l'utilisation de leurs ressources marines (l'économie bleue), pour parvenir à un développement économique dans le cadre des objectifs de développement durable¹ (Organisation internationale des institutions supérieures de contrôle des finances publiques, 2019).

1.1. La planification de l'espace marin dans la première Évaluation mondiale de l'océan

La PEM n'a pas été traitée comme un sujet à part entière dans la première Évaluation, bien que sa pertinence ait été notée dans les chapitres sur les services écosystémiques, sur les interactions physiques terre-mer, sur l'énergie renouvelable marine et le développement des

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

hydrocarbures offshore, et sur la pêche (Nations Unies, 2017). Elle a été définie comme « le processus public d'analyse et de répartition spatio-temporelle d'activités anthropiques dans les zones marines afin d'atteindre des objectifs écologiques, économiques et sociaux, généralement spécifiés dans le cadre d'un processus politique » (Nations Unies, 2017,

chap. 15). Il a été noté que la PEM était liée à un certain nombre d'autres outils et approches susceptibles de faciliter la gestion des conflits entre diverses parties prenantes en faisant appel à la participation. On peut notamment citer la gestion écosystémique, les zones marines protégées et l'approche écosystémique des pêches (Nations Unies, 2017).

2. Types de planification de l'espace marin

Il n'y a pas encore de consensus sur la nature de la PEM ou sur la façon dont elle devrait être évaluée (Plasman, 2008). Toutefois, la relation entre la PEM et des termes tels que « gestion écosystémique », « gestion de l'utilisation maritime » et « zonage des océans » a été clarifiée (Ehler et Douvère, 2009).

Le concept de PEM couvre un éventail de processus. Dans sa forme la plus simple, il peut consister simplement en la production d'un plan d'attribution de zones pour différentes activités. À l'opposé, elle peut proposer un système complexe de planification des activités dans l'océan, intégrant des éléments de planification, de gestion, d'octroi de licences et d'exécution (voir les études de Collie et al., 2013; Jones et al., 2016). Le choix du type de PEM approprié à une zone tient compte de l'étendue et de l'intensité des pressions sur l'océan, des cadres administratifs nationaux et locaux et du niveau de développement économique (Douvère et Ehler, 2009).

De nombreux pays ont déjà mis en place certaines formes de contrôle du développement des terres, qui limitent la possibilité pour les propriétaires fonciers de développer et de modifier l'utilisation de leurs propriétés. L'ampleur exacte de ces contrôles varie [Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), 2017]. La plupart des pays ont également mis en place des systèmes pour réglementer les activités côtières et maritimes. Dans une étude, la Commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est a défini les aspects ci-après que pourrait couvrir la PEM : les défenses côtières et la mise en valeur des terres, les rejets, la pêche, les travaux portuaires et le dragage à des fins de navigation, l'aquaculture marine,

les ressources minérales du sous-sol marin autres que le pétrole et le gaz, la protection de la nature, la navigation, le pétrole et le gaz offshore, les pipelines et les câbles, les loisirs (y compris la baignade et les bateaux de plaisance), le patrimoine culturel sous-marin, l'énergie éolienne et l'énergie houlomotrice, et les épaves et autres éléments historiques (Commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, 2009).

En outre, de nombreux pays ont mis en place des systèmes visant à promouvoir l'utilisation de la mer et des ressources marines à des fins de développement économique. C'est notamment le cas pour la prospection et l'exploitation des hydrocarbures offshore (voir chap. 19) et pour les installations d'énergie marine renouvelable (voir chap. 21). Toutefois, les aspects socioéconomiques de la planification de l'espace marin peuvent aller bien au-delà de la simple planification de l'emplacement des installations offshore. Ils peuvent également couvrir la recherche de moyens visant à renforcer les secteurs maritimes de l'économie côtière et à augmenter les revenus intérieurs bruts des ménages dans les communautés côtières (Jay, 2017).

Il ressort clairement du large éventail de systèmes de réglementation et de développement économique qu'il est nécessaire d'intégrer ces contrôles, afin qu'ils ne soient pas contradictoires et permettent une approche cohérente. C'est là que la PEM intervient (Ehler et Douvère, 2009).

Compte tenu du large éventail d'éléments potentiels à couvrir dans les PEM et de la diversité des types de PEM, les systèmes qui en découlent varient considérablement. On

note toutefois des tentatives de synthèse des bonnes pratiques (par ex., Foley et al., 2010). Parmi ces tentatives, on peut citer l'élaboration par l'Organisation des Nations Unies pour

l'éducation, la science et la culture (UNESCO) du guide sur la Planification des espaces maritimes : une approche progressive de la gestion écosystémique (Ehler et Douvère, 2009).

3. Planification de l'espace marin : une approche progressive de la gestion écosystémique

Bien que les premières réflexions sur la planification des utilisations multiples dans les zones côtières et océaniques datent des années 1980 (voir la section 5.4, Chine), l'intérêt pour la PEM a commencé à croître rapidement au début des années 2000. L'UNESCO a réalisé que la PEM pouvait être utile au Programme sur l'Homme et la biosphère, ainsi qu'aux travaux de la Commission océanographique intergouvernementale (Ehler et Douvère, 2007). Un atelier a été organisé en 2006 et a conduit à l'élaboration d'un guide sur la PEM (Ehler et Douvère, 2009).

Ce guide recommande les 10 étapes décrites ci-après pour le processus de PEM. Ces étapes ne sont pas un processus linéaire. Il convient d'intégrer dès le départ des boucles de retour d'information et des possibilités d'examen et de révision au fur et à mesure de la mise en œuvre du processus (Ehler et Douvère, 2009).

Étape 1 : Identification du besoin et instauration d'une autorité. Il s'agit notamment de formuler clairement les raisons pour lesquelles la PEM est nécessaire, et d'instaurer l'autorité responsable de sa planification et de sa mise en œuvre. La majorité des initiatives de PEM dans le monde supposent la création d'une autorité dédiée. La mise en œuvre de la PEM est quant à elle assurée par les autorités et institutions en place.

Étape 2 : Obtention d'un soutien financier. Il s'agit notamment de préparer un plan financier pour estimer les coûts liés à l'élaboration et à la mise en œuvre de la PEM et de déterminer les sources permettant de couvrir ces coûts. Il est généralement nécessaire de définir des sources alternatives, car les organismes se voient souvent confier la responsabilité d'entreprendre des activités de PEM sans se voir allouer de fonds supplémentaires. Dans de

nombreux cas, il conviendra d'imposer une forme quelconque de frais ou de droits sur les activités autorisées dans le cadre du plan.

Étape 3 : Organisation du processus par l'intermédiaire d'une planification préalable. La PEM requiert une préparation importante, notamment en vue de réunir une équipe multidisciplinaire afin d'élaborer un plan de travail, de définir les limites, le calendrier, les principes, les buts et les objectifs, d'identifier les risques et d'élaborer des plans d'urgence.

Étape 4 : Organisation de la participation des parties prenantes. Il est essentiel d'associer les principales parties prenantes à l'élaboration de la PEM, notamment parce que celle-ci vise à atteindre un certain nombre d'objectifs sociaux, économiques et écologiques et devrait donc refléter l'ensemble des attentes, des possibilités ou des conflits dans la zone considérée. Cette étape consiste à définir qui doit prendre part à ce processus de PEM, ainsi que le calendrier et les modalités de cette participation.

Étape 5 : Définition et analyse des conditions existantes. Il est essentiel de connaître une zone maritime pour créer un plan spatial marin utile pour celle-ci. Il est donc important de préparer des inventaires d'informations pertinentes pour élaborer un plan. Ces inventaires doivent inclure des informations sur les conditions écologiques, environnementales et océanographiques et sur les activités humaines dans la zone, qui seront cartographiées sur la zone faisant l'objet de la planification. Il convient ensuite de répertorier les incompatibilités et les compatibilités entre les utilisations humaines existantes, mais aussi entre ces utilisations d'une part et la protection et la préservation du milieu marin d'autre part.

Étape 6 : Définition et analyse des conditions futures. Il s'agit notamment d'évaluer le probable développement futur de la zone maritime en l'absence de changement (statu quo), d'estimer l'effet des nouvelles demandes d'espace océanique et d'élaborer des scénarios alternatifs pour l'avenir de la zone. Cette étape se conclura avec la sélection d'un scénario privilégié qui servira de base à la PEM.

Étape 7 : Préparation et approbation du plan de gestion de l'espace. Dans le cadre de cette étape, un plan de gestion de l'espace marin doit être élaboré afin de préciser les mesures de gestion spécifiques pouvant mener au scénario privilégié, en précisant les critères de sélection des mesures et en élaborant un plan de zonage, puis en évaluant et en approuvant le plan de gestion de l'espace au moyen d'un processus formel.

Étape 8 : Mise en œuvre et application du plan de gestion de l'espace. Cette étape marque la fin de la phase de planification et le début de la phase de mise en œuvre. Les institutions compétentes prennent des mesures en vue de la mise en œuvre du plan de gestion de l'espace marin et assurent le respect de celui-ci, notamment par des mesures d'exécution. Ces activités nécessitent en permanence de nouvelles informations sur ce qui se passe réellement dans la zone maritime faisant l'objet de la planification, mais aussi des mesures

émanant d'un large éventail d'institutions en vue de recueillir, d'évaluer et de répondre à ces informations.

Étape 9 : Suivi et évaluation des performances. Comme pour toutes les activités liées aux politiques, il est nécessaire de réexaminer les conclusions adoptées et d'examiner les progrès réalisés. Outre l'évaluation de la performance des mesures de gestion, une évaluation de l'état du système environnemental est pertinente dans le cas de la PEM.

Étape 10 : Adaptation du processus de gestion de l'espace marin. Les résultats du suivi et de l'évaluation doivent être exploités pour adapter la planification et la gestion des ressources humaines, pour que les mesures dictées par le plan produisent les effets escomptés.

La PEM peut devoir inclure un plan d'investissement et de développement destiné à fournir l'infrastructure, l'équipement et surtout, les personnes qualifiées pour assurer le développement escompté de l'économie bleue, ou compléter un tel plan (Schultz-Zehden et al., 2019). Un examen des sciences et technologies pertinentes peut se révéler utile (Pinarbaşı et al., 2017). La participation des parties prenantes est également essentielle. Des études sont en cours sur les aspects pratiques de la participation des parties prenantes (par ex., Twomey et O'Mahony, 2019).

4. Outils de planification de l'espace marin

La PEM peut aller d'un processus visant à produire un plan pour une zone maritime donnée, à une série de systèmes de gestion des impacts humains sur l'océan, par l'intermédiaire de la planification, la gestion, l'octroi de licences, la réglementation, la surveillance et la répression des activités humaines. Les approches de gestion sont examinées au chapitre 27.

Comme indiqué ci-dessus, les informations sur les conditions écologiques, environnementales et océanographiques de la zone maritime faisant l'objet de la PEM constituent une base essentielle à cet égard. La cartographie des habitats est donc un outil nécessaire :

si l'état actuel de l'environnement maritime naturel n'est pas connu de manière détaillée, on ne peut que supposer les effets possibles des politiques et des projets individuels. En ce qui concerne la couche benthique, les améliorations des techniques d'échosondage (qui permettent notamment d'explorer des pans entiers du fond marin en un seul passage) offrent une bien meilleure résolution de l'exploration des fonds marins depuis le début des années 2000. Les techniques géophysiques (multifaisceaux, balayage latéral ou sismique) pourraient permettre de déterminer avec précision la nature du fond marin (boue,

sable, gravier ou roche), la nature de la roche et l'épaisseur de la sédimentation. La collecte d'informations sur les plantes et les biotes qu'abrite la couche benthique constitue un deuxième niveau qui, avec les informations sur les fonds marins, donnera une image globale de la zone en question. Ces techniques fournissent une quantité immense de nouvelles informations permettant d'appuyer la PEM et d'autres politiques maritimes (Colenutt et al., 2013). Les outils de cartographie géospatiale en ligne facilitent l'accès à des informations de source ouverte pertinentes pour les approches de PEM (par ex., Menegon et al., 2018).

La cartographie des habitats ne donne pas une vue complète des composantes des écosystèmes constituant les différents habitats, notamment du fonctionnement et de la connectivité des composantes des écosystèmes. Dans les systèmes de PEM plus développés, la vue d'ensemble de l'écosystème représente donc en général l'une des bases du système de planification. On peut notamment citer l'Ecosystem Overview of the Pacific North Coast Integrated Management Area (Lucas et al., 2007), qui couvre la géologie, la météorologie et le climat, l'océanographie physique et chimique, le plancton, les plantes marines, les invertébrés, les poissons, les mammifères marins, les tortues marines et les oiseaux de mer.

De même, lorsque la pêche est incluse dans le processus de PEM, il peut être souhaitable d'intégrer les connaissances temporelles et spatiales des stocks de poissons et de leur exploitation. En France, une méthode d'intégration des connaissances des pêcheurs a été mise au point, afin que ces aspects puissent être pris en compte dans le processus de PEM (Trouillet et al., 2019).

Les évaluations environnementales stratégiques visent à garantir que les aspects pertinents sont effectivement pris en compte dans l'élaboration des politiques, des plans et des programmes, car c'est souvent à ce niveau plus général que sont prises les décisions qui limitent des projets spécifiques. Initialement axées sur les aspects environnementaux, elles

se sont élargies pour couvrir les questions sociales et de durabilité (Fundingsland Tetlow et Hanusch, 2012).

En Chine, cette technique s'est développée à partir du processus administratif d'évaluation des incidences de projets spécifiques sur l'environnement, établi il y a longtemps mais consacré par la révision en 2002 de l'Environmental Impact Assessment Law, qui prévoyait l'évaluation de plans intégrés pour l'utilisation des terres, le développement régional et le développement de zones de drainage et de zones maritimes (Zhu et al., 2005).

En Europe, la technique s'est développée à partir de la Convention sur l'évaluation de l'impact sur l'environnement dans un contexte transfrontière (Convention d'Espoo)². Elle est décrite dans le Protocole relatif à l'évaluation stratégique environnementale de 2003³. Le protocole prévoit six étapes : examen préalable pour déterminer si une évaluation stratégique environnementale est nécessaire à la mise en œuvre d'un plan ou d'un programme; délimitation du champ de l'évaluation pour déterminer les informations pertinentes pour le rapport sur l'environnement; élaboration d'un rapport sur l'environnement pour recenser, décrire et évaluer les effets probables d'une activité prévue; information et consultation du public, des autorités compétentes et de tout État susceptible d'être touché; intégration de l'évaluation stratégique environnementale dans le processus décisionnel; et surveillance des effets des plans et programmes après leur mise en œuvre. Les évaluations environnementales stratégiques sont reconnues par la Banque mondiale comme un moyen essentiel d'intégrer les considérations environnementales et sociales dans les politiques, plans et programmes (Banque mondiale, 2013). Ces évaluations sont intégrées dans la gestion du soutien au développement par un certain nombre d'États, conformément à la Déclaration de Paris sur l'efficacité de l'aide au développement de 2005 (OCDE, 2006).

Au niveau d'un projet donné, les évaluations de l'impact sur l'environnement visent à garantir

² Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1989, n° 34028.

³ *Ibid.*, vol. 2685, n° 34028.

que les conséquences environnementales sont prises en compte avant que la décision ne soit prise d'entamer des modifications physiques de l'environnement (par ex., Morgan, 2012). Une description détaillée du formulaire adopté pour les États européens se trouve également dans la Convention d'Espoo.

Pour inclure les aspects socioéconomiques, il conviendra de procéder à des enquêtes sur les secteurs industriels maritimes locaux du plan. Il peut toutefois être difficile de corréliser les secteurs concernés et la zone visée par le plan, étant donné que les navires de pêche peuvent

être basés dans des ports éloignés et que d'autres industries hors zone peuvent avoir un impact sur la zone couverte par le plan. Pour intégrer des aspects socioéconomiques plus larges, il est possible d'inclure une enquête sociale sur les communautés impliquées dans la zone maritime visée par le processus de PEM. Outre l'emploi, une telle étude peut également (selon la région) inclure les aspects culturels, les droits et traditions des populations autochtones et d'autres formes d'implication traditionnelle des communautés dans l'espace maritime (Sullivan et al., 2015).

5. Progrès dans la mise en œuvre de la planification de l'espace marin

5.1. Vue d'ensemble

Dans le monde entier, des gouvernements ont élaboré (ou plus généralement, sont en passe d'élaborer) des plans d'aménagement de l'espace marin. Une feuille de route commune visant à accélérer les processus de planification de l'espace maritime et marin dans le monde entier a été adoptée lors de la deuxième conférence internationale sur la planification de l'espace marin, organisée par la Commission océanographique intergouvernementale et la Commission européenne à Paris en mars 2017. Elle prévoit la création d'un forum international de discussion et d'échanges sur les PEM transfrontalières au niveau international. Quatre ateliers du forum international sur la PEM ont déjà été organisés : à Bruxelles en mai 2018, à la Réunion en mars 2019, à Vigo en Espagne en mai 2019, et à Riga en novembre 2019. Les réunions reposent sur un vaste échange de bonnes pratiques et des discussions interactives afin de travailler à la création de lignes directrices internationales sur les PEM transfrontalières [Commission océanographique internationale (UNESCO-COI), 2019].

On trouvera dans le tableau ci-après un résumé de l'état des lieux mondial des PEM fourni par la Commission océanographique internationale (UNESCO-COI, 2020).

Dans la mer Baltique, des efforts sont déployés pour développer une PEM transfrontalière. La Regional Baltic MSP Road Map (ou Feuille de route régionale de la Baltique relative à la PEM) pour la période 2013-2020 décrit les étapes prévues pour l'élaboration et la mise en œuvre de plans d'aménagement de l'espace marin dans toute la région d'ici à 2020. Afin de faciliter un processus de planification de l'espace marin cohérent, la Commission d'Helsinki a élaboré des lignes directrices pour la mise en œuvre d'une approche écosystémique de la planification de l'espace marin dans la région de la mer Baltique en ce qui concerne les consultations transfrontalières, la participation et la coopération du public, et la structure des données de sortie de la planification de l'espace marin transfrontalière (Commission d'Helsinki, 2016).

Le développement de la PEM est également en cours en République de Corée⁴, au Pérou et en Équateur⁵.

⁴ En 2019, la République de Corée a présenté le Marine Spatial Planning and Management Act et le National Marine Spatial Framework Plan qui y est associé.

⁵ Voir www.fao.org/in-action/coastal-fisheries-initiative/activities/latin-america/en et www.pe.undp.org/content/peru/es/home/projects/iniciativa-de-pesquerias-costeras---america-latina.html.

Pays dont la planification de l'espace marin est complète ou partielle (approuvée ou prévue, initiée ou en cours), par région

Région	Pays dont la planification de l'espace marin est approuvée en totalité ou en partie (pour certains aspects ou certaines zones)	Pays dont la planification de l'espace marin est prévue, initiée ou en cours
Afrique		Afrique du Sud, Angola, Ghana, Kenya, Madagascar, Mauritanie, Maurice, Maroc, Namibie, Seychelles
Asie	Chine, Philippines, Viet Nam	Indonésie, Myanmar, Thaïlande
Australie/Océanie	Australie, Kiribati, Nouvelle-Zélande, Palaos	Fidji, Îles Salomon, Tonga, Vanuatu
Europe	Allemagne*, Belgique*, Lettonie*, Norvège, Pays-Bas*, Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord	Bulgarie*, Chypre*, Croatie*, Danemark*, Espagne*, Estonie*, Fédération de Russie, Finlande*, France*, Grèce*, Irlande*, Islande, Italie*, Lituanie*, Malte*, Pologne*, Portugal*, Roumanie*, Slovaquie*, Suède*
Moyen-Orient		Émirats arabes unis, Israël
Amériques	Antigua-et-Barbuda, Belize, Canada, États-Unis d'Amérique, Mexique	Colombie, Dominique, Grenade, Jamaïque, Saint-Kitts-et-Nevis, Sainte-Lucie, Saint-Vincent-et-les Grenadines, Trinité-et-Tobago

Source : UNESCO-COI (2019).

Note : Les 22 États côtiers de l'Union européenne (marqués d'un astérisque) se sont engagés à assurer une couverture complète de la PEM dans leurs eaux d'ici 2021.

Compte tenu des diverses approches de PEM qui ont été mises en œuvre dans différentes régions, des détails supplémentaires sur certaines d'entre elles sont fournis ci-après, dans une série d'études de cas sélectionnées pour donner un aperçu des différents continents et des différentes questions.

5.2. Étude de cas : l'Australie

L'Australie a fait des débuts impressionnants en matière de PEM en créant le parc marin de la Grande Barrière de corail en 1975. Une législation a été adoptée pour définir la région de la Grande Barrière de corail et créer l'Autorité du parc marin de la Grande Barrière de corail, chargée de sa gestion et de sa protection. Le parc est régi par des accords de gouvernance, en vertu desquels l'Autorité assure la liaison ainsi que la coordination des politiques avec d'autres départements du Gouvernement australien et du Gouvernement du Queensland. Le parc est géré sur la base de principes de

durabilité écologique et d'un plan de zonage, qui comprend des zones à usages multiples et assure la protection des valeurs de la biodiversité grâce à un réseau de zones d'interdiction de prélèvement couvrant 33 % de sa superficie et au moins 20 % de chaque biorégion (Vince, 2014). Le plan de zonage de la Grande Barrière de corail constitue la pierre angulaire de la gestion au sein du parc (Kenchington et Day, 2011; Autorité du Parc marin de la Grande Barrière de corail, 2019), mais de nombreux autres outils et stratégies de gestion spatiale et temporelle intégrée sont également en place (Day et al., 2019; voir également chap. 25). Les principaux défis pour la gestion du parc sont liés aux pressions mondiales, telles que le réchauffement des océans résultant des changements climatiques et les impacts qui en découlent sur les écosystèmes récifaux (voir chap. 7D et l'étude de cas dans la section 3.1 du chapitre 25).

Ailleurs en Australie, les progrès ont été moins manifestes. Les premiers efforts ont été

initiés en 1998 pour développer une stratégie intégrée des océans, rebaptisée par la suite politique nationale des océans. Au départ, l'objectif était de parvenir à une intégration totale des différents niveaux gouvernementaux (en particulier au niveau de l'État et au niveau national) et des secteurs concernés. Toutefois, cela aurait nécessité des modifications des dispositions législatives qui avaient été établies en 1979 (Office of the Attorney-General of Australia, 1980), et le modèle n'a donc pas été mis en œuvre. La politique nationale des océans a fourni un examen complet de chaque secteur marin et de l'état des eaux. En 2004, un plan maritime régional du sud-est a été publié, couvrant les eaux du sud de la Nouvelle-Galles du Sud à l'est de l'Australie-Méridionale, y compris le Victoria et la Tasmanie. Il prévoyait une action concertée au cours de la décennie suivante, menant à une révision en 2014 (National Oceans Office, 2004). Cependant, rares sont les actions spécifiques prévues par le plan qui ont été effectivement développées et l'examen n'a pas été effectué. En 2005, un nouveau départ a été pris au niveau national, faisant des plans biorégionaux marins pour les eaux nationales une priorité. Les plans étaient basés sur les valeurs de conservation suivantes : caractéristiques écologiques clés, espèces protégées (et habitats de ces espèces) et lieux protégés. Ces plans décrivent le milieu marin et les valeurs de conservation de chaque région marine, définissent les grands objectifs en matière de biodiversité, établissent les priorités régionales et présentent les stratégies et les mesures à mettre en œuvre pour y répondre, en réunissant les connaissances et les informations scientifiques. Ils sont destinés à fournir des orientations pour les décisions sectorielles pertinentes (Vince et al., 2015). Pour faire avancer les engagements, les principaux efforts portaient sur la création d'un système national représentatif des zones marines protégées. Un examen des plans de gestion de la majorité des zones marines protégées désignées (qui couvrent 3,2 millions de km², soit environ 36 % des eaux relevant de la juridiction marine du gouvernement national) a été achevé en 2015 (Beeton et al., 2015). Cependant, le résultat a suscité des critiques

de la part de sources universitaires (Ocean Science Council of Australia, 2017).

5.3. Étude de cas : le Canada (côte Pacifique)

Le Canada a d'abord développé une approche globale de la gestion des océans dans la Loi sur les océans (Lois du Canada, 1996, chap. 31). La stratégie nationale sur les océans de 2002 a fourni une orientation politique pour la mise en œuvre de l'Oceans Act sur la base des principes de développement durable, de gestion intégrée et d'une approche de précaution. En 2005, le Plan d'action pour les océans a identifié cinq zones prioritaires de planification maritime, y compris une zone connue plus tard sous le nom de zone de gestion intégrée de la côte nord du Pacifique. En 2005, certaines des Premières nations de la côte du Pacifique ont commencé à considérer la PEM comme l'une des questions d'intérêt commun. Cela a finalement conduit à la création du Partenariat de planification marine pour la côte nord du Pacifique, réunissant le gouvernement provincial et (à terme) 16 Premières nations. On ne considère pas que les plans de partenariat ont une fonction juridique. Ils établissent toutefois des lignes directrices dans le cadre d'un partenariat entre 16 Premières nations et la province de la Colombie-Britannique. Les plans sont dotés d'un régime de zonage qui identifie les zones importantes pour la biodiversité, l'utilisation générale et l'industrie maritime. Quatre plans sous-régionaux ont été synthétisés dans un cadre d'action régional pour l'ensemble de la zone de planification (Rodriguez, 2017). Le Ministère Pêches et Océans Canada a organisé une étude écologique approfondie de la zone, fournissant une grande partie du matériel de base pour développer la planification de la zone de gestion intégrée de la côte nord du Pacifique (Lucas et al., 2007). En 2010, un accord trilatéral non contraignant a été établi entre le Gouvernement du Canada, les Premières nations et la province de la Colombie-Britannique. Le plan de la zone a été approuvé par le Gouvernement du Canada, les Premières nations et la province de la Colombie-Britannique au début de l'année 2017. Il fournit un cadre pour une gestion collaborative écosystémique

et adaptative des activités et des ressources marines. L'une des principales priorités du plan en cours d'élaboration est la conception d'un réseau de zones marines protégées, qui déterminera la création de ces zones et d'autres mesures de conservation par zone à l'avenir.

5.4. Étude de cas : la Chine

En Chine, le zonage fonctionnel maritime (ZFM) est considéré comme une forme de PEM. Il a été introduit par le Gouvernement chinois en 1988 (Feng et al., 2016; Kang et al., 2017). Son développement peut être considéré en trois phases. Le ZFM a été institutionnalisé par la Law on the Administration of the Use of Sea Areas, qui a été promulguée en 2001. La loi a établi des principes pour l'autorisation des utilisations maritimes, les frais d'utilisation maritime et les systèmes de ZFM. En vertu de cette loi, le zonage fonctionnel maritime est basé sur la division des zones maritimes (y compris les îles) en différentes zones géographiques d'activités humaines, en fonction de leurs caractéristiques géographiques et écologiques, des ressources naturelles, de l'utilisation actuelle et des besoins de développement socioéconomique (Fang et al., 2018).

La première phase de développement du ZFM a duré de 1989 à 1993. Elle impliquait un projet pilote de ZFM, qui a été mis en œuvre dans la mer de Bohai en 1990. Les provinces côtières ont ensuite développé et mis en œuvre un ZFM provincial de 1991 à 1997. L'Administration océanographique d'État a élaboré les premières cartes nationales du ZFM dans les zones littorales de la mer territoriale en 1993.

La deuxième phase du ZFM a duré de 1997 à 2002, et a débuté avec la publication d'une directive technique visant à l'orienter. Un premier plan de ZFM a été adopté en 1997 par l'administration locale de la ville de Xiamen. Sur la base de l'expérience acquise lors de la première phase, l'Administration océanographique d'État a organisé la deuxième phase du ZFM en 1998, qui a duré jusqu'en 2010. Au cours de cette phase, en 1998, l'administration a demandé aux 11 provinces côtières de Chine d'élaborer un plan provincial de ZFM. En 2001, les plans ont été achevés et, en 2002, ceux de sept provinces

côtières ont été approuvés. Les plans de ZFM des 11 provinces côtières de Chine ont été approuvés en 2008 (Fang et al., 2018).

La troisième phase du ZFM a commencé en 2011 et durera jusqu'en 2020. Au cours de cette phase, le ZFM est divisé en trois niveaux (régional, provincial et local) (Huang et al., 2019; UNESCO-COI, 2020).

Le ZFM a aidé la Chine à mieux planifier le développement de ses mers et de ses côtes (Fang et al., 2018; Huang et al., 2019). Toutefois, sa mise en œuvre n'a pas été sans encombre. Une meilleure coordination entre la planification maritime et l'aménagement du territoire, une meilleure résolution des conflits entre les parties prenantes, un meilleur suivi et une meilleure évaluation, ainsi qu'une participation plus efficace des parties prenantes ont été observés (Feng et al., 2016; Liu et Xing, 2019). En pratique, le ZFM est un outil de zonage qui concerne de multiples utilisateurs de l'espace marin (Feng et al., 2016; Kang et al., 2017). Dans leur évaluation du ZFM, Huang et al. (2019) ont constaté que les processus d'élaboration et de mise en œuvre de la zone maritime consistaient essentiellement en une gestion descendante. Cela a entraîné deux problèmes : une faible applicabilité en raison de lacunes dans la classification des zones géographiques maritimes; et un manque de cohérence dû à la nécessité de travailler, à des niveaux inférieurs (municipaux), dans différentes zones d'utilisation maritime indiquées sur des cartes à plus petite échelle établies par les autorités provinciales. Actuellement, les plans de mise en œuvre font défaut au ZFM, qui n'assure pas la gestion des impacts cumulés des différents secteurs. Sa mise en œuvre ne semble pas avoir mis un terme à la dégradation des ressources naturelles et des systèmes écologiques côtiers et marins. Par conséquent, l'environnement est toujours pollué (Kang et al., 2017).

5.5. Étude de cas : l'Union européenne

Suite à la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » de 2008, l'Union européenne a décidé en 2014 d'adopter une directive demandant à ses États membres côtiers d'élaborer et

de mettre en œuvre une planification de l'espace marin dans leurs eaux (Union européenne, 2014). La législation nationale qui y a trait devait être adoptée pour 2016, et les plans d'aménagement de l'espace marin pour l'ensemble des eaux qu'elle couvre doivent être établis d'ici 2021. Ces plans n'incluront pas les eaux côtières couvertes par les systèmes d'aménagement du territoire et ne traiteront pas des interactions entre la terre et la mer, même si les résultats des décisions nationales en la matière seront bien pris en compte dans les plans. La planification doit tenir compte de l'ensemble des activités et utilisations humaines pertinentes, y compris les zones d'aquaculture, les zones de pêche, les installations et infrastructures pour la prospection, l'exploitation et l'extraction du pétrole, du gaz et d'autres ressources énergétiques, des minéraux et des agrégats et pour la production d'énergie à partir de sources renouvelables, les voies de transport maritime et les flux de trafic, les zones d'entraînement militaire, les sites de conservation de la nature et des espèces et les zones protégées, les zones d'extraction de matières premières, les zones de recherche scientifique, les tracés de câbles et de pipelines sous-marins ainsi que les zones de tourisme et de patrimoine culturel sous-marins. Les États Membres sont tenus de prendre des dispositions pour que le public participe au processus de planification, de partager les informations et, d'une manière générale, de coopérer entre eux et avec les pays tiers concernés, notamment par l'intermédiaire des organisations maritimes régionales existantes (Union européenne, 2014).

Les domaines couverts par les plans individuels sont laissés à l'appréciation des États Membres. En France par exemple, une stratégie nationale de haut niveau pour la mer et le littoral a été approuvée par décret du Premier ministre en février 2017. Cette politique doit être mise en œuvre au niveau des bassins maritimes, et comprendra l'élaboration de documents stratégiques pour la Manche Est – mer du Nord, l'Atlantique Nord, l'Atlantique Sud, et la Méditerranée. Chacun des documents stratégiques se composera de quatre parties : un bilan de la situation, des défis et une vision pour le bassin maritime à l'horizon 2030; des objectifs stratégiques définis dans une perspective

économique, sociale et environnementale, accompagnés des indicateurs de performance correspondants; une procédure d'évaluation de la mise en œuvre du document stratégique; et un plan d'action. Les deux premières parties ont déjà été produites pour chaque bassin, et les autres sont prévues pour les prochaines années. Ensemble, ces documents définissent le cadre régissant l'intégralité des décisions pertinentes prises par les autorités nationales, régionales et locales (France, Ministère de la transition écologique, 2017).

5.6. Étude de cas : l'Afrique du Sud

Le cadre de la PEM en Afrique du Sud a été élaboré suite à une initiative du Gouvernement sud-africain, l'opération Phakisa (« phakisa » signifie « dépêche-toi » en sésoto), qui avait pour but d'exploiter l'économie océanique du pays comme mécanisme permettant de réaliser le plan national de développement à l'horizon 2030. Dans le cadre de l'opération Phakisa, la PEM a été définie comme un domaine d'intérêt, ce qui a permis d'accélérer l'élaboration du Marine Spatial Planning Act de 2019 (Afrique du Sud, 2019). La loi prévoit l'élaboration de plans d'aménagement de l'espace marin, la mise en place de dispositions institutionnelles pour leur mise en œuvre, et la gouvernance de l'utilisation multisectorielle de l'océan. Le rythme soutenu de l'élaboration et de la promulgation de la législation relative à la PEM en Afrique du Sud (moins de trois ans entre l'avant-projet et la promulgation) est dû à la volonté de parvenir rapidement à une PEM à plus grande échelle, au niveau de la zone économique exclusive.

Au cours de la planification détaillée et du déploiement de l'opération Phakisa, et alors que le Marine Spatial Planning Act était en cours de rédaction, le Gouvernement national a également publié le National Framework for Marine Spatial Planning (Afrique du Sud, 2017). La politique prévoyait une orientation de haut niveau pour la mise en œuvre de la PEM dans le contexte du cadre juridique du pays, y compris des régimes de planification existants, afin d'assurer la cohérence de la planification de l'espace océanique. Ce cadre soulignait également la nécessité d'une

coordination avec la planification terrestre et côtière. Afin de simplifier la planification de l'espace marin, la zone économique exclusive de l'Afrique du Sud a été divisée en zones marines : occidentale, orientale, méridionale et les îles du Prince-Édouard. Des plans statutaires de planification maritime doivent être élaborés. Le Gouvernement s'est fixé pour objectif de publier les premiers plans de zones marines d'ici à 2021. Il a reconnu le rôle capital des données et des informations dans l'aménagement de l'espace marin et a initié des projets visant simultanément à combler les lacunes en matière de données et à fournir une infrastructure de données géographiques pour soutenir la PEM et la planification de l'économie océanique (Afrique du Sud, 2017).

La mise en place de la PEM en Afrique du Sud s'appuie sur un héritage de politiques environnementales qui étaient intrinsèquement favorables à la gestion par zone, en particulier la planification spatiale des ressources environnementales. L'Afrique du Sud a fondé son système politique sur une démocratie consociative après l'apartheid (c'est-à-dire après 1994) (Karume, 2003). Par conséquent, la plupart des législations environnementales postérieures à 1994 adoptent des approches coopératives et participatives, intégrant la nécessité d'un aménagement du territoire et d'un zonage négociés. La législation relative aux zones terrestres protégées et à l'aménagement du territoire pour les zones terrestres en est la preuve (Afrique du Sud, 2004; 2013b). En 2008, le National Environmental Management: Integrated Coastal Management Act (Afrique du Sud, 2009) a instauré des mécanismes intersectoriels pour régir l'espace côtier, introduisant ainsi des limites administratives (et explicitement géographiques) telles que la propriété publique côtière et les limites de recule pour le développement. Ainsi, l'aménagement du territoire (ou zonage) est devenu un élément clé du cadre national de gestion intégrée des côtes, s'étendant jusqu'à la limite extérieure de la zone économique exclusive (par ex., Afrique du Sud, 2014, 2013a). Bien que cet aménagement soit considéré comme progressiste et audacieux (Taljaard et al., 2019; Colenbrander et Sowman, 2015), de nombreux obstacles subsistent en matière

de mise en œuvre, notamment le manque de soutien politique, le manque de ressources et de clarté concernant la juridiction des terres privées et communales et la participation limitée de la société civile à la prise de décision (Sowman et Malan, 2018).

La législation relative à la PEM en Afrique du Sud est récente, et son application n'a pas encore été testée ou contestée par la jurisprudence pour l'instant. Compte tenu de son intention d'attribuer l'utilisation de l'espace, il est certain qu'elle sera mise à l'épreuve devant les tribunaux, puisqu'elle concerne des ressources marines de grande valeur qui sont souvent contestées par de multiples utilisateurs, pour des utilisations multiples et souvent conflictuelles. L'opération Phakisa, qui met l'accent sur la PEM, encourage également les initiatives communautaires ascendantes telles que le projet d'Algoa Bay (Dorrington et al., 2018). Le rôle de ces initiatives dans le cadre national de la PEM n'est pas encore clairement établi.

5.7. Étude de cas : le Viet Nam

La recherche sur la gestion intégrée des côtes et la PEM a débuté au Viet Nam en 1996. De 2010 à 2013, en mettant en œuvre un projet régional sur l'aménagement du territoire côtier, le Viet Nam a amélioré les capacités de la PEM, et a entrepris ce type de planification dans les zones côtières des provinces de Quang Ninh et de Hai Phong. Avec l'aide de divers donateurs, notamment le programme de partenariats Partnerships in Environmental Management for the Seas of East Asia or PEMSEA (Partenariats en vue de la gestion de l'environnement des mers d'Asie de l'Est et l'Administration américaine pour les océans et l'atmosphère), le Viet Nam a appliqué une approche de PEM au zonage fonctionnel des zones protégées de Hon Mun, Bai Tu Long Bay et Cu Lao Cham marine et au zonage de l'utilisation du littoral pour la gestion intégrée des côtes de Da Nang (Nguyen et Hien, 2014). Dans le même temps, grâce à un projet financé par le Fonds pour l'environnement mondial et exécuté par le Ministère de l'agriculture et du développement rural du Viet Nam, sept provinces côtières (Nghe An, Thanh Hoa, Binh Dinh, Phu Yen, Khanh Hoa, Soc Trang et Ca

Mau) ont initié une PEM entre 2012 et 2018. Au Viet Nam, la création d'institutions officielles dédiées à la PEM a débuté en 2012 avec la mise en place d'un droit de la mer, Law of the Sea. En 2015, la Law on Sea and Island Natural Resources and Environment prévoyait une planification intégrée de l'utilisation et de l'exploitation durables des ressources côtières.

Elle fut suivie par la Planning Law, promulguée en janvier 2017, qui prévoit que la planification de l'aménagement du territoire sera la base de toute planification pertinente et que tous les autres aménagements sectoriels des côtes et des mers devront s'y conformer. Le développement de la PEM couvrant toutes les côtes et les mers du Viet Nam est en cours.

Références

- Beeton, R.J.S., and others (2015). *Commonwealth Marine Reserves Review: Report of the Expert Scientific Panel*. Canberra: Department of the Environment.
- Colenbrander, Darryl R., and Merle R. Sowman (2015). Merging socioeconomic imperatives with geospatial data: a non-negotiable for coastal risk management in South Africa. *Coastal Management*, vol. 43, No. 3, pp. 270–300.
- Colenutt, Andrew, and others (2013). Nearshore substrate and marine habitat mapping to inform marine policy and coastal management. *Journal of Coastal Research*, pp. 1509–1514.
- Collie, Jeremy, and others (2013). *Marine spatial planning in practice*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, vol. 117, pp. 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.11.010>.
- Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (2009). Overview of national spatial planning and control systems relevant to the OSPAR Maritime Area.
- Day, Jon C., and others (2019). Marine zoning revisited: how decades of zoning the great barrier reef has evolved as an effective spatial planning approach for marine ecosystem-based management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 29, pp. 9–32.
- Dorrington, Rosemary A., and others (2018). Working together for our oceans: a marine spatial plan for Algoa Bay, South Africa. *South African Journal of Science*, vol. 114, Nos. 3–4, pp. 1–6.
- Douvere, Fanny, and Charles N. Ehler (2009). New perspectives on sea use management: initial findings from European experience with marine spatial planning. *Journal of Environmental Management*, vol. 90, No. 1, pp. 77–88.
- Ehler, Charles, and Fanny Douvere (2007). *Visions for a Sea Change. Report of the First International Workshop on Marine Spatial Planning*. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme. IOC Manual and Guides, No. 46: ICAM Dossier, No. 3. Paris: UNESCO.
- _____ (2009). *Marine Spatial Planning: A Step-by-Step Approach toward Ecosystem-Based Management*. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme. IOC Manual and Guides, No. 53, ICAM Dossier, No. 6. Paris: UNESCO.
- European Union (2014). *Directive 2014/89/EU of the European Parliament and of the Council of 23 July 2014 establishing a framework for maritime spatial planning*, Official Journal L 257, 28 August 2014, pp. 135–145.
- Fang, Qinhua, and others (2018). Marine functional zoning: A practical approach for integrated coastal management (ICM) in Xiamen. *Ocean and Coastal Management*, p. 104433.
- Feng, Ruoyan, and others (2016). Development of China's marine functional zoning: a preliminary analysis. *Ocean and Coastal Management*, vol. 131, pp. 39–44.
- Foley, Melissa, and others (2010). Guiding ecological principles for marine spatial planning. *Marine Policy*, vol. 34, pp. 955–966. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.02.001>.
- France, Ministry for the Ecological Transition (2017). *National Strategy for the Sea and Coast*. Paris.

- Fundingsland Tetlow, Monica, and Marie Hanusch (2012). Strategic environmental assessment: the state of the art. *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 30, pp. 15–24. <http://doi.org/10.1080/14615517.2012.666400>.
- Great Barrier Reef Marine Park Authority (2019). *Great Barrier Reef Outlook Report 2019*. <http://elibrary.gbrmpa.gov.au/jspui/bitstream/11017/3474/10/Outlook-Report-2019-FINAL.pdf>.
- Helsinki Commission (2016). *MSP Guidelines*. <https://helcom.fi/action-areas/maritime-spatial-planning/msp-guidelines>.
- Huang, Faming, and others (2019). Coordination of marine functional zoning revision at the provincial and municipal levels: a case study of Putian, China. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 7, No. 12, p. 442.
- Intergovernmental Oceanographic Commission (UNESCO-IOC) (2019). *MSP Around the Globe*. <http://msp.ioc-unesco.org/world-applications/overview>.
- _____ (2020). *Marine Spatial Planning Programme – China*. <http://msp.ioc-unesco.org/world-applications/asia/china>.
- International Organization of Supreme Audit Institutions (2019). *Are Nations Prepared for Implementation of the 2030 Agenda?* www.idi.no/en/idi-library/global-public-goods/auditing-sustainable-development-goals.
- Jay, S. (2017). *Marine Spatial Planning, Assessing net benefits and improving effectiveness*, Issue Paper. OECD 2017 Green Growth and Sustainable Development Forum “Greening the Ocean Economy”. www.oecd.org/greengrowth/ggsd2017.
- Jones, Peter, and others (2016). Marine spatial planning in reality: introduction to case studies and discussion of findings. *Marine Policy*, vol. 71, pp. 256–264. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.04.026>.
- Kang, Min-jie, and others (2017). Discussion on marine spatial planning in China: role and prospect. *DEStech Transactions on Environment, Energy and Earth Sciences*. <https://doi.org/10.12783/dteees/ese2017/14323>.
- Karume, Shumbana (2003). Conceptual understanding of political coalitions in South Africa: an integration of concepts and practices. Paper presented at an Electoral Institute of Southern Africa round table on Strengthening Democracy through Party Coalition Building. Cape Town. 19 June 2003.
- Kennington, R.A., and J.C. Day (2011). Zoning, a fundamental cornerstone of effective marine spatial planning: lessons learnt from the Great Barrier Reef, Australia. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 15, No. 2, pp. 271–278.
- Liu, D.H., and X. Xing (2019). Analysis of China’s coastal zone management reform based on land-sea integration. *Marine Economics and Management*, vol. 2, No. 1, pp. 39–49.
- Lucas, B.G., and others (2007). *Ecosystem Overview: Pacific North Coast Integrated Management Area (PN-CIMA)*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 2667. Ottawa: Fisheries and Oceans Canada.
- Menegon S., and others (2018). *Tools4MSP: an open source software package to support Maritime Spatial Planning*. *PeerJ Computer Science*, vol. 4, p. e165. <https://doi.org/10.7717/peerj-cs.165>.
- Morgan, Richard (2012). Environmental impact assessment: the state of the art, *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 30, pp. 5–14. <http://doi.org/10.1080/14615517.2012.661557>.
- National Oceans Office (2004). *South-East Regional Marine Plan, Implementing Australia’s Oceans Policy in the South-East Marine Region*. Hobart, Australia.
- Nguyen, Chu Hoi, and Bui Thi Thu Hien (2014). *Integrated Spatial Planning and Management for Marine and Coastal Sustainability in Viet Nam*. Gland, Switzerland: International Union for the Conservation of Nature.
- Ocean Science Council of Australia (2017). *Submission to the Director of National Parks on Australian Marine Networks draft management plans*. http://oceansciencecouncil.org/wp-content/uploads/2017/07/OSCA-submission-draft-management-plans-2017_09_20-1.pdf.

- Office of the Attorney-General of Australia (1980). Offshore constitutional settlement: a milestone in co-operative federalism. Canberra: Australian Government Publishing Service. www.ag.gov.au/Internationalrelations/InternationalLaw/Documents/offshore-constitutional-settlement-a-milestone-in-co-operative-federalism-pages-1-10%20ocr.pdf.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (2006). *Applying Strategic Environmental Assessment: Good Practice Guidance for Development Co-Operation*.
- _____ (2017). *The Governance of Land Use: Policy Highlights*. Paris.
- Pacific North Coast Integrated Management Area Initiative (2017). *Pacific North Coast integrated management area plan*. Canada. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40743032.pdf>.
- Plasman, Cathy (2008). Implementing marine spatial planning: a policy perspective, *Marine Policy*, vol. 32, pp. 811–815. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.03.016>.
- Pinarbaşı, Kemal, and others (2017). Decision support tools in marine spatial planning: present applications, gaps and future perspectives, *Marine Policy*, vol. 83, pp. 83–91. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.031>.
- Rodriguez, Nicolas J.I. (2017). A comparative analysis of holistic marine management regimes and ecosystem approach in marine spatial planning in developed countries. *Ocean and Coastal Management*, vol. 137, pp. 185–197.
- Schultz-Zehden, Angela, and others (2019). Maritime Spatial Planning and the EU's Blue Growth Policy: past, present and future perspectives. In *Maritime Spatial Planning: Past, Present, Future*, Jacek Zaucha and Kira Gee, eds., pp. 121–149. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8_6.
- South Africa (2004). *National Environmental Management: Protected Areas Act 57 of 2003*. Pretoria.
- _____ (2009). *National Environmental Management: Integrated Coastal Management Act 24 of 2008*. Pretoria.
- _____ (2013a). *National Estuarine Management Protocol (10 May 2013)*. Pretoria.
- _____ (2013b). *Spatial Planning and Land Use Management Act 16 of 2013*. Pretoria.
- _____ (2014). *The National Coastal Management Programme of South Africa*. Cape Town.
- _____ (2017). *Marine Spatial Planning Framework (26 May 2017)*. Pretoria.
- _____ (2019). *Marine Spatial Planning Act 16 of 2018*. Pretoria.
- Sowman, M., and N. Malan (2018). Review of progress with integrated coastal management in South Africa since the advent of democracy. *African Journal of Marine Science*, vol. 40, No. 2, pp. 121–136.
- Sullivan, Colleen, and others (2015). Combining geographic information systems and ethnography to better understand and plan ocean space use. *Applied Geography*, vol. 59, pp. 70–77. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.027>.
- Taljaard, S., and others (2019). The legal landscape governing South Africa's coastal marine environment: helping with the 'horrendogram'. *Ocean and Coastal Management*, vol. 178, p. 104801.
- Trouillet, Brice, and others (2019). More than maps: providing an alternative for fisheries and fishers in marine spatial planning. *Ocean and Coastal Management*, vol. 173, pp. 90–103.
- Tuda, Arthur, and others (2014). Resolving coastal conflicts using marine spatial planning, *Journal of Environmental Management*, vol. 133, pp. 59–68.
- Twomey, S., and C. O'Mahony (2019). Stakeholder processes in Marine Spatial Planning: ambitions and realities from the European Atlantic experience. In *Maritime Spatial Planning*, Zaucha J. and Gee K., eds. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8_13.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Vince, Joanna (2014). Oceans governance and marine spatial planning in Australia. *Australian Journal of Maritime and Ocean Affairs*, vol. 6, No. 1, pp. 5–17.
- Vince, Joanna, and others (2015). Australia's oceans policy: past, present and future. *Marine Policy*, vol. 57, pp. 1–8.

World Bank (2013). *Brief: Strategic Environmental Assessment*. www.worldbank.org/en/topic/environment/brief/strategic-environmental-assessment.

Zhu, Tan, and others (2005). Requirements for strategic environmental assessment in China. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, vol. 7, No. 1, pp. 81–97.

Chapitre 27

Faits nouveaux en matière de stratégies de gestion

Contributeurs et contributrices : Piers Dunstan (organisateur de l'équipe de rédaction), Louis Celliers, Valerie Cummins, Michael Elliott, Karen Evans (coresponsable d'équipe), Antony Firth, Frédéric Guichard, Quentin Hanich, Ana Cristina de Jesus, Manuel Hildago, Hector Manuel Lozano-Montes, Chanda L. Meek, Marcus Polette, Jemma Purandare, Anita Smith, Anastasia Strati (responsable d'équipe) et Ca Than Vu (coresponsable d'équipe).

Principales observations

- L'approche écosystémique est l'une des stratégies les plus importantes pour la gestion des océans. Elle consiste à gérer les aspects environnementaux, sociaux et économiques des interactions humaines avec les océans et les côtes à de multiples niveaux (c'est-à-dire transfrontalier, régional, national et local).
- Si l'on s'accorde généralement à dire que l'approche écosystémique permet de bien encadrer la gestion des océans, il faut poursuivre les recherches et renforcer les capacités pour en tirer pleinement parti dans l'ensemble des océans.
- La gestion comporte deux niveaux de gouvernance distincts, à savoir : les processus décisionnels qui fournissent un cadre pour la prise de décisions et la mise en œuvre de politiques axées sur la conservation et l'utilisation durable des ressources marines; les outils de gestion (par zone et hors zone) qui peuvent être utilisés pour réglementer et modifier l'activité humaine dans un système particulier.
- La mise en œuvre du Programme de développement durable à l'horizon 2030¹ exige une stratégie de gestion axée sur l'écosystème afin d'atteindre l'ensemble intégré de priorités et d'objectifs mondiaux définis dans le cadre dudit Programme. Cela permettra d'intégrer les interactions et les avantages des objectifs ainsi que les compromis à faire entre ces derniers, et de soutenir la réalisation de chacune des cibles liées à l'océan.
- On tend de plus en plus à intégrer les valeurs culturelles de l'océan dans la gestion.

1. Introduction

1.1. Nécessité d'une gestion de l'environnement marin

La dernière décennie a été marquée par le développement de stratégies de gestion appliquées à la gestion et à la viabilité des ressources océaniques. Le présent chapitre vise à donner un aperçu de la nature de ce changement, ainsi que des exemples de bonnes pratiques sélectionnées dans le monde entier, notamment des processus et des outils de prise de décision. Pour comprendre ces changements, il convient de reconnaître que les stratégies de gestion des océans sont profondément enracinées dans les communautés locales et autochtones, ainsi que dans la science, et qu'elles ont évolué progressivement depuis les premières tentatives visant à traiter de questions environnementales spécifiques, comme la pollution d'origine tellurique dans les années 1960, jusqu'à des stratégies plus intégrées, comme la gestion intégrée des zones côtières à partir des années 1970. Les stratégies modernes

de gestion des océans couvrent de nombreux outils différents, adaptés à des questions régionales spécifiques à diverses échelles. Les besoins et la nature de la gestion des océans sont influencés par les contextes sociaux, culturels, économiques et de gouvernance, notamment par les normes et les systèmes de valeurs qui ont des conséquences sur les stratégies communes de prise de décision entre les gouvernements, l'industrie et la société civile à différents niveaux. De manière générale, la gestion des océans s'élargit pour s'appliquer, outre aux côtes et aux mers régionales, à la réglementation des activités humaines croissantes dans les eaux plus profondes des zones économiques exclusives et des plateaux continentaux, par exemple par le biais de la planification spatiale marine (voir chap. 26). Les zones ne relevant pas de la juridiction nationale font actuellement l'objet de négociations aux Nations Unies dans le cadre de la Conférence intergouvernementale chargée d'élaborer un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention des

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

Nations Unies sur le droit de la mer² et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale (voir chap. 28). Pour mettre en œuvre les nombreuses et différentes formes de gestion, il est donc nécessaire de comprendre ces stratégies et le succès qu'elle ont eu à ce jour.

Le présent chapitre commence par une introduction à l'un des plus importants paradigmes émergents pour la gestion des océans, l'approche écosystémique, qui est désormais universellement acceptée aux niveaux mondial, régional et national (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2004) en tant que stratégie de gestion intégrée. L'approche écosystémique reconnaît la nécessité de l'implication de tous les secteurs concernés de la société et a engendré un soutien croissant aux stratégies de gestion des océans axées sur la communauté, qui prennent en considération les droits traditionnels et la justice sociale et appliquent des processus participatifs. Le chapitre offre une comparaison des différentes stratégies de gestion émergentes dans le cadre d'un inventaire des approches globales en matière de gestion, organisé selon une typologie d'exemples de stratégies par zone et de stratégies autres que par zone. Les stratégies ascendantes telles que celles reposant sur l'approche écosystémique sont complétées par des stratégies descendantes, mises au point dans le cadre d'initiatives de gouvernance internationales, régionales et nationales, ce qui témoigne d'une diversité de stratégies de gestion des océans conçues pour répondre à un large éventail de problèmes, allant de la conservation des zones humides mondiales

2. Stratégies de gestion

2.1. Introduction à l'approche écosystémique

L'approche écosystémique est une stratégie intégrée qui repose sur trois piliers principaux, à savoir les aspects environnementaux, sociaux et économiques de la gestion des interactions humaines avec les océans et les côtes à de

jusqu'aux réseaux de zones marines protégées. La gestion adaptative visant à intégrer des stratégies flexibles qui atténuent les modifications des écosystèmes marins associées aux changements climatiques et s'y adaptent est également analysée dans le contexte de questions spécifiques aux différentes régions, du renforcement des capacités, des lacunes et des recherches futures.

1.2. Résumé de la première Évaluation mondiale de l'océan

La première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017) ne consacrait aucun chapitre particulier aux stratégies de gestion, des analyses approfondies de ces stratégies étant plutôt intégrées dans différents chapitres. Reconnaisant l'importance de fournir une vue d'ensemble détaillée des nombreuses stratégies de gestion du milieu marin et de leur application, un chapitre portant spécifiquement sur la gestion des océans a été inclus dans la présente Évaluation.

1.3. Chevauchements et interactions avec d'autres chapitres

Les outils de gestion s'appliquent de manière générale à toutes les utilisations du milieu marin ainsi qu'à tous ses utilisateurs, et le présent chapitre est donc pertinent pour tous les autres chapitres de la présente Évaluation, en particulier le chapitre 15 sur les pêches de capture, le chapitre 16 sur l'aquaculture, le chapitre 21 sur les sources d'énergie renouvelables, le chapitre 25 sur les effets cumulés et le chapitre 26 sur l'aménagement de l'espace marin.

multiples niveaux (c'est-à-dire transfrontalier, régional, national et local), et qui suit des démarches à la fois descendantes et ascendantes. La Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique (Programme des Nations Unies pour l'environnement, 2000) a décrit, dans sa décision V/6, l'approche écosystémique comme « une stratégie de gestion

² Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

intégrée des terres, des eaux et des ressources biologiques qui favorise la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique d'une manière équitable ». En tant que telle, cette approche a été largement acceptée et mise en œuvre comme mécanisme de gestion efficace (voir, par exemple, la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » de l'Union européenne³ et l'évaluation intégrée des écosystèmes effectuée par la National Oceanic and Atmospheric Administration des États-Unis)⁴.

Il existe une pléthore d'instruments législatifs couvrant tous les aspects de l'utilisation du milieu marin et nécessitant une intégration à la fois verticale et horizontale (Boyes et Elliott, 2014). Les stratégies de gestion descendante comprennent généralement des instruments

politiques et législatifs axés sur la mise en œuvre des conventions, accords et instruments internationaux et sur le respect des priorités nationales en matière d'espaces marins. Les outils de gestion ascendante, notamment les stratégies de gestion des ressources coutumières ou autochtones fondées sur les écosystèmes et sur les parties prenantes (Thornton et Maciejewski Scheer, 2012; Turner et Berkes, 2006), sont généralement animés par un besoin local de mettre en œuvre une gestion efficace à l'échelle locale. Leur utilisation peut être motivée par des aspects sociaux, économiques ou environnementaux spécifiques à une zone, comme la nécessité de lutter contre les effets d'une source de pollution ponctuelle par une gestion ciblée.

Principes de l'approche écosystémique adoptée par la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique (décisions V/6 et VII/11)

Principe 1 : Les objectifs de gestion des terres, des eaux et des ressources vivantes sont un choix de société.

Principe 2 : La gestion devrait être décentralisée et ramenée le plus près possible de la base.

Principe 3 : Les gestionnaires d'écosystèmes devraient considérer les effets (réels ou potentiels) de leurs activités sur les écosystèmes adjacents ou autres écosystèmes.

Principe 4 : Compte tenu des avantages potentiels générés par la gestion, il convient de comprendre et gérer les écosystèmes dans un contexte économique. Tout programme prévoyant une telle gestion devrait :

- a) réduire les distorsions du marché qui ont des effets néfastes sur la diversité biologique;
- b) harmoniser les mesures d'incitation pour favoriser la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique;
- c) intégrer, dans la mesure du possible, les coûts et les avantages à l'intérieur de l'écosystème géré.

Principe 5 : Conserver la structure et la dynamique de l'écosystème, pour préserver les services qu'il assure, devrait être un objectif prioritaire de l'approche écosystémique.

Principe 6 : La gestion des écosystèmes doit se faire à l'intérieur des limites de leur dynamique.

Principe 7 : L'approche par écosystème ne devrait être appliquée que selon les échelles appropriées.

Principe 8 : Compte tenu des échelles temporelles et des décalages variables qui caractérisent les processus écologiques, la gestion des écosystèmes doit se fixer des objectifs à long terme.

Principe 9 : La gestion doit reconnaître que le changement est inévitable.

Principe 10 : L'approche par écosystème devrait rechercher l'équilibre approprié entre la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique.

Principe 11 : L'approche par écosystème devrait considérer toutes les formes d'information pertinentes, y compris les connaissances, les innovations et les pratiques de la communauté scientifique et des communautés autochtones et locales.

Principe 12 : L'approche par écosystème devrait impliquer tous les secteurs de la société concernés et les disciplines scientifiques.

³ Voir https://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/marine-strategy-framework-directive/index_en.htm.

⁴ Voir www.integratedecosystemassessment.noaa.gov.

La Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique reconnaît dans ses directives opérationnelles (voir encadré) que, compte tenu des incertitudes associées à la définition des limites du fonctionnement des écosystèmes dans la plupart des circonstances, l'approche de précaution devrait être observée⁵. L'approche de précaution, telle qu'envisagée dans le principe 15 de la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement de 1992⁶ selon lequel en cas de risque de dommages graves ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique absolue ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir la dégradation de l'environnement, est incorporée dans un nombre croissant de traités et autres instruments internationaux, ce qui reflète une tendance à intégrer l'approche de précaution dans le droit international coutumier (voir, par exemple, l'avis consultatif de la Chambre pour le règlement des différends relatifs aux fonds marins du Tribunal international du droit de la mer, 2011, par. 135).

2.2. Mise en œuvre de l'approche écosystémique en matière de gestion

L'approche écosystémique peut être exploitée et mise en œuvre dans un seul secteur, comme dans le cas de la gestion des pêches axée sur l'écosystème (Cowan et al., 2012), des approches écosystémiques des pêches et de l'approche écosystémique de l'aquaculture (Brugère et al., 2019), ou dans plusieurs secteurs, comme dans le cas de la gestion intégrée des zones côtières (Programme des Nations Unies pour l'environnement, 2018). Au cours de la dernière décennie, des cas spécifiques de mise en œuvre de l'approche écosystémique ont entraîné l'établissement progressif de méthodes de fonctionnement et de mise en

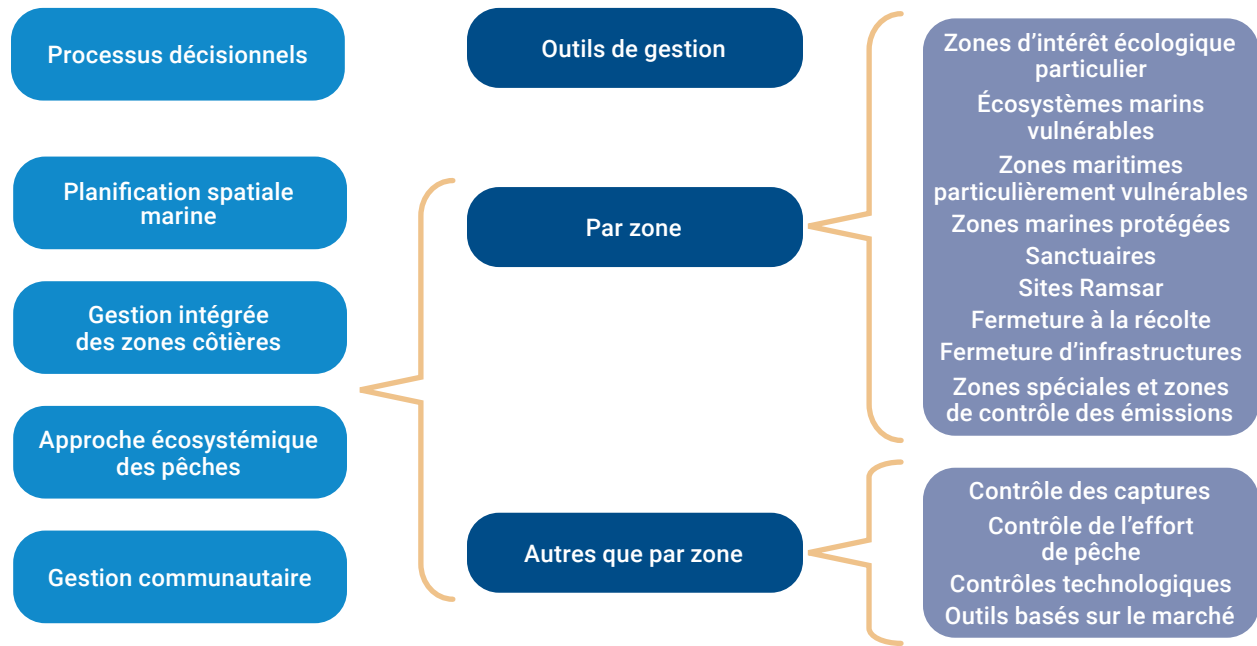
œuvre des mécanismes de gestion (Zhang et al., 2011; Link et Browman, 2017). Malgré cela, il existe encore de sérieuses lacunes dans la mise en œuvre de l'approche, laquelle n'a par ailleurs pas encore été adoptée par l'ensemble des secteurs et des régions. Par exemple, les parties prenantes (telles que les décideurs politiques, les gestionnaires, les scientifiques, les conservationnistes et les écologistes) ont encore des opinions très divergentes sur la mise en œuvre de la gestion des pêches axée sur l'écosystème (Trochta et al., 2018). Il est donc nécessaire de créer des cadres et des critères pour l'évaluation des écosystèmes (Harvey et al., 2017; Zador et al., 2017), en particulier sur la base des meilleures pratiques démontrées. L'élaboration de méthodes visant à accroître l'implication des parties prenantes est également essentielle pour garantir une mise en œuvre réussie (Oates et Dodds, 2017).

La gestion est généralement mise en œuvre à deux niveaux de gouvernance distincts : a) les processus décisionnels qui fournissent un cadre pour la prise de décisions et la mise en œuvre de politiques axées sur la conservation et l'utilisation durable des ressources marines, telles que l'aménagement de l'espace marin, l'approche écosystémique des pêches et la gestion intégrée des zones côtières; et b) les outils de gestion (par zone ou non) qui peuvent être utilisés pour gérer ou réglementer l'activité humaine dans des systèmes particuliers, tels que les zones marines protégées et le zonage (Maestro et al., 2019), les fermetures de pêcheries (Hall, 2002), les zones maritimes particulièrement vulnérables (Basiron et Kaur, 2009) et les outils de gestion des pêches (Pope, 2002) (voir également la section 3 ci-après). De nombreuses stratégies ont été mises au point pour faciliter la mise en œuvre des approches écosystémiques dans le cadre de mécanismes de gestion. La figure ci-après présente une typologie des stratégies de gestion des océans.

⁵ Voir la décision VII/11 de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique, annexe I, directive opérationnelle 6.2.

⁶ Rapport de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement, Rio de Janeiro, 3-14 juin 1992, vol. I, *Résolutions adoptées par la Conférence* (publication de l'Organisation des Nations Unies, numéro de vente F.93.I.8 et rectificatif), résolution 1, annexe I. Voir aussi www.cbd.int/doc/ref/rio-declaration.shtml.

Typologie des stratégies de gestion des océans



2.3. Stratégies de gestion axées sur la culture et sur la communauté

L'un des aspects de la gestion des océans axée sur l'écosystème qui continue de progresser réside dans la manière dont cette forme de gestion encourage l'implication des communautés et de leur culture. L'Évaluation des écosystèmes pour le nouveau millénaire a défini les services culturels des écosystèmes comme les bienfaits non matériels que procurent les écosystèmes à travers l'enrichissement spirituel, le développement cognitif, la réflexion, les loisirs et l'expérience esthétique (Milcu et al., 2013; Díaz et al., 2018). Comme nous l'avons déjà indiqué, parmi les principes de l'approche écosystémique figurent la décentralisation de la gestion de façon à la ramener le plus près possible de la base ainsi que l'implication de tous les secteurs de la société concernés. En outre, les stratégies de gestion devraient reconnaître que les services culturels fournis par le milieu marin comprennent également des valeurs et des avantages spécifiques dérivés de sites d'origine anthropique, parmi lesquels des sites archéologiques et historiques (tels que les épaves et les sites préhistoriques submergés, connus sous le nom de patrimoine culturel subaquatique). De

tels sites ou emplacements, notamment ceux qui ont une importance historique et archéologique, peuvent présenter des valeurs variées, par leur nature sacrée (cimetières militaires ou tombeaux) ou leur importance culturelle (mythes et folklore). Il s'agit de bienfaits offerts par l'empreinte culturelle au sein de l'écosystème marin. Il est donc de plus en plus admis que de nombreux services des écosystèmes marins sont un hybride de culture et de nature, apprécié de manière holistique par les communautés côtières. Par exemple, la gestion du Monument national marin de Papahānaumokuākea à Hawaï, aux États-Unis, s'inscrit dans le cadre de la compréhension autochtone hawaïenne de l'océan en tant que paysage marin culturel, où toutes les ressources naturelles sont des ressources culturelles, reliées par des histoires ancestrales et perpétuées par des pratiques traditionnelles, notamment l'orientation et le voyage (Kikiloi et al., 2017). Nonobstant l'accent mis sur l'aspect anthropique, les stratégies de gestion axées sur la communauté et sur la culture respectent la valeur intrinsèque de la nature en tant que telle.

De même, la reconnaissance des limites des stratégies de gestion descendante et une meilleure compréhension des droits, des tenures

et des utilisations coutumières traditionnelles et autochtones des environnements marins côtiers ont favorisé une large reconnaissance de la force et de la viabilité des stratégies de gestion axée sur la communauté, ou stratégies ascendantes, de la conservation marine. La gestion axée sur la communauté reconnaît les connaissances et les pratiques des communautés locales en matière de suivi, d'évaluation et de gestion des ressources marines ainsi que leur rôle d'intendance dans ce cadre par l'intermédiaire de structures de gouvernance participatives et collaboratives dirigées par les communautés et les systèmes d'autorité locaux (Turner et Berkes, 2006). Nombre de ces mécanismes de gestion sont souvent le fruit des efforts menés de longue date par les institutions locales, comme l'Alaska Eskimo Whaling Commission (Meek, 2013) et ses associations auto-organisées de capitaines de baleiniers autochtones, qui s'impliquent désormais dans la gestion à plusieurs échelles (échelle locale à internationale) axée sur la communauté. Dans l'hémisphère Sud, la gestion du dugong est partagée par l'administration centrale et les organismes et communautés du territoire du détroit de Torres, situé entre l'Australie et la Papouasie-Nouvelle-Guinée, dans le cadre d'un système de gardes forestiers autochtones et de chasseurs papouans-néo-guinéens (Miller et al., 2018). De tels systèmes de gestion partagée peuvent reposer sur une compréhension générale de l'approche écosystémique, mais, au niveau local, les communautés façonnent les stratégies de gestion en fonction de leurs valeurs sociales et culturelles et des bienfaits culturels de leurs pratiques traditionnelles (Delisle et al., 2018). Un autre exemple de gestion axée sur la communauté nous est fourni par les réseaux de zones marines gérées au niveau local dans le

Pacifique, qui renforcent la résilience des communautés en soutenant la gestion axée sur les villages et l'utilisation durable des ressources marines (Govan, 2009; Veitayaki, 2003).

La reconnaissance croissante de l'importance des services rendus par les écosystèmes marins aux communautés et à la culture côtières va sans doute s'intensifier à mesure que ces communautés seront confrontées aux pressions liées aux changements climatiques, en particulier à l'élévation du niveau de la mer et aux inondations côtières temporaires et permanentes (Goodhead et Aygen, 2007; voir également chap. 9). La gestion axée sur l'écosystème s'appuie de plus en plus sur les données culturelles, aussi bien aux fins de la gestion au niveau local que de la protection de la dimension culturelle de l'environnement marin. Ces données recouvrent des sujets divers et parfois abstraits, comme les utilisations traditionnelles des ressources marines, les voies maritimes, les anciennes techniques de navigation, les identités, légendes, rituels, croyances et pratiques maritimes, les qualités esthétiques de l'océan et son pouvoir d'inspiration, le patrimoine culturel ou encore les lieux qui revêtent une importance spirituelle, sacrée ou religieuse⁷. Cela peut signifier qu'il est difficile d'intégrer ces valeurs et pratiques culturelles dans la planification et la gestion. Néanmoins, la dimension culturelle de la mer peut être intégrée et cartographiée comme un précurseur de la gestion. Une fois prise en compte, la culture peut être puissante, non seulement comme un facteur à gérer et à suivre, mais aussi comme la base sur laquelle une gestion intégrant des approches écosystémiques peut être mise en œuvre dans le contexte du développement durable.

3. Description des progrès concernant les stratégies de gestion des océans

La dernière décennie a été caractérisée par la multiplication et l'expansion de stratégies,

nouvelles ou déjà existantes, de la gestion des océans et des mers, ce qui s'est manifesté par

⁷ Un certain nombre de pratiques culturelles relatives à la mer ont été inscrites sur la Liste représentative du patrimoine culturel immatériel de l'humanité de l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture. Voir <https://ich.unesco.org/fr/listes>.

la réglementation de l'activité humaine dans des domaines spécifiques en vue d'atteindre les objectifs des politiques de conservation ou de gestion des ressources. Bien que tous les domaines de l'environnement marin puissent être gérés d'une manière ou d'une autre (par exemple, la pêche, le tourisme et l'extraction de pétrole et de gaz), il s'agit souvent d'une mosaïque de mesures politiques et législatives qui aboutissent à des stratégies de protection fragmentées (Boyes et Elliott, 2014). Si les processus et les outils de gestion décrits dans la présente section sont en général circonscrits à un territoire géographique particulier, ils ont tous en commun les caractéristiques suivantes :

- Échelle : de l'échelle internationale aux échelles régionale et locale;
- Facteurs déterminants : par exemple, le fait qu'ils soient mis en œuvre à des fins de conservation ou de développement économique;
- Dimensions sectorielles : par exemple, gestion portant sur un secteur unique, ou gestion multisectorielle ou intersectorielle;
- Mesures de mise en œuvre : par exemple, mesures « dures » (juridiquement contraignantes) ou « douces » (volontaires);
- Stratégie de gestion ascendante ou descendante.

La présente Évaluation est axée sur les stratégies de gestion qui modifient certains aspects de l'utilisation humaine des ressources. D'autres outils, comme la description des aires marines d'importance écologique ou biologique⁸ dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique⁹, ne modifient pas l'utilisation des ressources, mais fournissent des informations pouvant jouer un rôle dans les processus décisionnels. Il convient toutefois de distinguer ces outils des processus décisionnels, car ils constituent un exercice purement scientifique et technique (comme dans le cas des évaluations des stocks de pêche, des évaluations

intégrées des écosystèmes et des évaluations environnementales stratégiques, entre autres) et n'incluent pas de mesures de gestion, même s'ils sont susceptibles d'éclairer les décisions politiques et de gestion.

3.1. Processus décisionnels au service de la gestion

Les processus décisionnels sont utilisés pour définir les objectifs politiques et de gestion les plus appropriés des autorités compétentes chargées d'élaborer et de mettre en œuvre des stratégies de gestion (voir tableau 1). Les gouvernements, le secteur industriel, les communautés et la société civile définissent les résultats qu'ils souhaitent atteindre (c'est-à-dire les objectifs de gestion) et utilisent l'une des stratégies potentielles pour déterminer la manière d'atteindre ces résultats et les domaines dans lesquels il convient d'intervenir pour ce faire. Les résultats définis couvrent les différents aspects du développement durable, notamment les aspects environnementaux, économiques et sociaux. Ils peuvent être poursuivis aux niveaux mondial, régional, national, infranational ou communautaire. Des exemples courants sont l'aménagement de l'espace marin, les évaluations intégrées des écosystèmes, les évaluations environnementales stratégiques, les approches écosystémiques des pêches, la gestion des pêches axée sur l'écosystème, la planification systématique de la conservation (McIntosh et al., 2017), la gestion des ressources axée sur la communauté (voir la section 2.3), les approches « de la source à la mer »¹⁰ et la gestion intégrée des zones côtières.

Au niveau régional, des exemples de telles stratégies peuvent être trouvés dans le contexte de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est¹¹, la Convention sur la protection de l'environnement marin dans la région de la mer Baltique¹², la Convention pour la protection du milieu marin

⁸ Voir www.cbd.int/ebsa.

⁹ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1760, n° 30619.

¹⁰ Voir www.siwi.org/publications/implementing-the-source-to-sea-approach-a-guide-for-practitioners.

¹¹ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 2354, n° 42279.

¹² Ibid., vol. 2099, n° 36495.

et du littoral de la Méditerranée (Convention de Barcelone)¹³ et la Convention relative à la protection de la mer Noire contre la pollution. Les conventions utilisent une approche par zone pour évaluer l'état de l'environnement et les activités de contrôle, afin de garantir le bon état écologique des ressources marines. Les organisations établies dans le cadre des conventions disposent de groupes de travail qui se concentrent sur l'aménagement de l'espace marin, la gestion des pêches et la gestion intégrée des zones côtières.

Le concept de gestion adaptative, ou de gestion adaptative des ressources, est commun à tous les processus décisionnels énumérés (Dunstan et al., 2016), mais le processus effectivement utilisé est souvent déterminé par les objectifs politiques (voir également la section 4). Dans les cadres de gestion adaptative, les mesures ou actions de gestion sont mises en œuvre de manière séquentielle au fil du temps, en tenant compte des conditions futures et des incertitudes liées aux réactions de la ressource gérée (Schultz et al., 2015). Les objectifs de conservation sont souvent atteints en utilisant une planification systématique de la conservation et des stratégies axées sur la communauté au niveau local afin de soutenir les communautés locales dans l'utilisation durable et la conservation des ressources marines (Berkes et al., 2000; Nguyen et al., 2016). En revanche, l'approche écosystémique des pêches vise à fournir une approche holistique de la gestion des pêches et des autres ressources marines vivantes en tenant compte des activités humaines pertinentes et de leurs interactions avec l'écosystème, dans le but de préserver la santé, la productivité et la résilience afin de garantir la fourniture continue de services écosystémiques et de biens et

avantages sociétaux (Cowan et al., 2012). Cependant, même avec les processus les plus holistiques, des problèmes subsistent concernant l'intégration de multiples secteurs (Jones et al., 2016).

3.2. Outils de gestion par zone

Les outils de gestion par zone fournissent un contexte spatial aux stratégies de gestion dans le cadre desquelles la zone concernée a été définie comme ayant des caractéristiques distinctives qui justifient des mesures différentes de celles mises en œuvre pour la gestion des zones maritimes environnantes. Les zones marines protégées, les zones maritimes particulièrement vulnérables, les zones d'intérêt écologique particulier, les sites du patrimoine mondial, les fermetures de pêcheries, les fermetures d'infrastructures et les désignations au titre de la Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau (Convention de Ramsar) sont des exemples d'outils de gestion par zone qui modifient ou réglementent certains aspects de l'utilisation humaine du milieu marin¹⁴. L'application de ces outils dans le monde entier et l'utilisation de la terminologie y relative sont très variables, en partie en raison des aléas, des risques et de la vulnérabilité au niveau local ainsi que de la nécessité de renforcer la résilience (Fanini et al., 2020). Malgré cette variabilité, il existe une cohérence générale dans les objectifs globaux visant à améliorer les voies vers un développement durable, et certains de ces outils pourraient être utilisés comme d'autres mesures de conservation efficaces par zone¹⁵. Les paragraphes suivants, bien que non exhaustifs, décrivent certains exemples d'outils de gestion par zone actuellement utilisés.

¹³ Ibid., vol. 1102, n° 16908.

¹⁴ Ibid., vol. 996, n° 14583. Voir également www.ramsar.org.

¹⁵ La Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique a adopté une définition des autres mesures de conservation efficaces par zone ainsi que des orientations facultatives à leur sujet lors de sa quatorzième session. Voir www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-fr.pdf.

Tableau 1
Processus de prise de décision et attributs associés, notamment les principaux facteurs, les secteurs, les mesures de mise en œuvre, la direction et l'échelle

Processus décisionnels		Stratégie de gestion														
Exemple pratique	Autorité compétente	Facteur principal			Secteur			Mesures		Direction			Échelle spatiale			
		Économie	Environnement	Bien-être social/culturel	Secteur unique	Multisectoriel	Intersectoriel	Juridiquement contraignantes	Volontaires	Descendante	Ascendante	Les deux	Mondiale	Régionale	Nationale	Infranationale
Aménagement de l'espace marin (par des mécanismes de zonage, d'autorisation, d'octroi de licences et de politiques)	Autorités nationales ou locales compétentes	X	X	X		X	X	X			X		X	X	X	
Gestion intégrée des zones côtières		X	X	X		X	X	X	X		X		X	X	X	
Planification systématique de la conservation				X		X	X	X		X					X	
Évaluation intégrée des écosystèmes		X	X			X	X	X		X					X	
Approche écosystémique des pêches		X	X			X		X		X				X	X	X
Plans de gestion axée sur la communauté		X	X	X		X	X	X	X		X					X
Évaluation environnementale stratégique		X	X	X		X	X	X		X				X	X	X

Les zones marines protégées offrent des mécanismes de protection spécifiques pour des zones de l'océan déterminées. Elles sont considérées comme l'un des outils à mettre en œuvre pour atteindre l'objectif 11 des objectifs d'Aichi pour la biodiversité¹⁶ et la cible 5 de

l'objectif de développement durable 14¹⁷. Les indicateurs et les objectifs mondiaux concernant les zones marines protégées définis au titre de la Convention sur la diversité biologique sont actuellement en cours de révision dans le cadre du processus de négociation du cadre

¹⁶ Programme des Nations Unies pour l'environnement, document UNEP/CBD/COP/10/27, annexe, décision X/2, objectif 11 : « D'ici à 2020, au moins 17 % des zones terrestres et d'eaux intérieures et 10 % des zones marines et côtières, y compris les zones qui sont particulièrement importantes pour la diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes, sont conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement et d'autres mesures de conservation effectives par zone, et intégrées dans l'ensemble du paysage terrestre et marin ».

¹⁷ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale, objectif de développement durable n° 14, cible 5 : « D'ici à 2020, préserver au moins 10 % des zones marines et côtières, conformément au droit national et international et compte tenu des meilleures informations scientifiques disponibles ».

mondial de la biodiversité pour l'après-2020 de la Convention. Les zones peuvent prendre de nombreuses formes, couvrir des échelles spatiales variées et offrir divers niveaux de protection de l'environnement marin. Parmi ces zones figurent par exemple la zone de 94 000 km² du plateau sud des Îles Orcades du Sud (établie en 2009) et la zone de 1,5 million de km² de la mer de Ross (établie en 2017), désignées par la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique¹⁸, le réseau de zones relevant de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, d'une superficie totale de 864 337 km²¹⁹, les aires spécialement protégées d'importance méditerranéenne au titre du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée à la Convention de Barcelone, comprenant le sanctuaire Pelagos pour la protection des mammifères marins de 87 500 km² établi par un accord tripartite entre la France, l'Italie et Monaco (établies en 2001)²⁰, et le réseau Natura 2000 de l'Union européenne, le plus grand réseau coordonné de zones protégées au monde, couvrant le territoire marin de 23 pays de l'Union européenne et qui, fin 2018, couvrait plus de 551 000 km²²¹. Les zones marines protégées ont augmenté rapidement en nombre et en taille ces dernières années, en grande partie en réponse aux objectifs convenus au niveau international dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique et du Programme de développement durable à l'horizon 2030, et constituent un outil important pour la conservation du milieu marin (Humphreys et Clark, 2020). Actuellement, au niveau mondial, ces zones couvrent 18 % des zones relevant de la juridiction nationale, ce qui équivaut à une couverture de 8 % de l'ensemble de l'océan. En revanche, seulement 1 % des zones ne relevant pas de la juridiction nationale ont

été établies comme zones protégées (Centre mondial de surveillance pour la conservation et Union internationale pour la conservation de la nature, 2019).

En ce qui concerne l'intégration des valeurs communautaires et autochtones dans la gestion par zone, on peut trouver des exemples dans les zones marines protégées canadiennes de l'Arctique (notamment Anguniaqvia niqiqyuam dans le golfe d'Amundsen, Tarium Niryutait dans la mer de Beaufort et Tuvaïjuittuq au large de la côte nord-ouest de l'île d'Ellesmere, au Nunavut). Anguniaqvia niqiqyuam a été la première zone marine protégée au Canada dont les objectifs de conservation sont basés sur les connaissances traditionnelles et autochtones. Ces sites sont considérés comme des zones importantes sur le plan écologique qui fournissent un habitat à des espèces d'importance culturelle et contribuent aux valeurs sociales et culturelles²².

D'autres outils de gestion par zone sont prévus dans le cadre de conventions visant à protéger des zones spécifiques de diversité, d'habitat ou de patrimoine. Dans les zones désignées au titre de la Convention de Ramsar, par exemple, l'objectif général est de mettre un terme à la disparition des zones humides dans le monde et de conserver celles qui subsistent grâce à une utilisation et à une gestion judicieuses. En février 2019, 2 341 sites avaient été désignés au titre de la Convention, comprenant 252,48 millions d'hectares de zones humides d'importance internationale. Un site récemment désigné est la réserve naturelle de Qurum à Oman, qui a permis de protéger 106,83 ha d'écosystèmes de zones humides côtières grâce à une planification et à une gestion spécifique, à la suite de sa désignation comme site inscrit sur la liste de la Convention. Les programmes encouragent le développement

¹⁸ Voir www.ccamlr.org/fr/science/marine-protected-areas-mpas.

¹⁹ Au 1^{er} octobre 2018, le réseau de zones marines protégées au titre de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est comprenait 496 zones de ce type, dont sept désignées collectivement dans des zones ne relevant pas de la juridiction nationale. Voir le rapport intitulé « 2018 Status Report on the OSPAR Network of MPAs », Commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, 2019. Voir également <https://ospar.org>.

²⁰ Voir www.rac-spa.org/fr/aspim.

²¹ Voir www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/natura-2000-barometer.

²² Voir <https://cases.open.ubc.ca/the-cultural-and-conservation-significance-of-anguniaqvia-niqiyuam-marine-protected-area-mpa-north-west-territories-canada>.

du tourisme basé sur la nature et la participation de la communauté à la gestion active des zones humides, ce qui a permis d'augmenter la valeur économique de la réserve pour la communauté²³.

D'autres mécanismes reposant sur la gestion par zone comprennent la mise en place de zones d'exclusion ou de fermetures en mer pour faciliter l'installation et l'exploitation d'infrastructures, telles que des pipelines, des parcs d'éoliennes au large et des câbles de télécommunications. Ces zones sont limitées principalement pour des raisons de santé et de sécurité publiques, bien qu'elles aient indirectement permis de protéger les habitats marins et la biodiversité.

Les outils de gestion par zone de secteurs particuliers, tels que le transport maritime, englobent les 17 zones désignées par l'Organisation maritime internationale comme des zones maritimes particulièrement vulnérables²⁴, notamment les récifs de la Grande Barrière, le détroit de Torres, les cayes de Floride, le monument national marin de Papahānaumokuākea, les îles Galápagos, la mer des Wadden et les eaux d'Europe occidentale. La protection offerte dans ces zones comprend des mesures de routage et des interdictions de mouillage, des obligations de notification et l'application stricte des exigences en matière de déversement et d'équipement des navires, comme les pétroliers, définies par la Convention internationale de 1973 pour la prévention de la pollution par les navires, telle que modifiée par le Protocole de 1978 et le Protocole de 1997²⁵. Quatre de ces zones (les récifs de la Grande Barrière, le monument national marin Papahānaumokuākea, les îles Galápagos et la mer des Wadden) sont également protégées

en tant que sites marins du patrimoine mondial (voir ci-après).

Le plan régional de gestion environnementale adopté par l'Autorité internationale des fonds marins pour la zone de fracture de Clarion-Clipperton dans le Pacifique central oriental prévoyait la création d'un premier ensemble de neuf zones d'intérêt écologique particulier en tant que « zones d'interdiction d'exploitation minière », sur la base de recommandations d'experts. Ces zones étaient destinées à protéger la biodiversité, ainsi que la structure et le fonctionnement de l'écosystème de la zone contre les effets potentiels de l'exploitation minière des fonds marins (Jones et al., 2019; voir également chap. 18).

Les zones marines protégées peuvent également être utilisées en combinaison avec des outils de gestion de la pêche et des sanctuaires (zones d'interdiction de pêche et de collecte, qui peuvent se trouver dans ces zones). Les sanctuaires, les fermetures saisonnières et annuelles des pêcheries²⁶ et les zones d'exclusion offrent des mécanismes de gestion par zone qui visent à améliorer le rétablissement des espèces et de la biodiversité. Par exemple, la Commission baleinière internationale a créé deux sanctuaires, qui interdisent tous deux la chasse commerciale à la baleine : le sanctuaire de baleines de l'océan Indien, créé en 1979 et qui couvre l'ensemble de l'océan Indien jusqu'à 55° sud, et le sanctuaire de baleines de l'océan Austral, créé en 1994 et qui couvre les eaux autour de l'Antarctique²⁷.

Les fermetures saisonnières et annuelles des pêcheries favorisent le maintien ou la reconstitution des espèces surexploitées, préservent les moyens de subsistance des communautés locales, protègent les habitats et les processus

²³ Voir <https://rsis Ramsar.org/fr/ris/2144?language=fr>.

²⁴ Voir www.imo.org/fr/OurWork/Environment/Pages/PSSAs.aspx.

²⁵ Voir [https://www.imo.org/fr/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-\(MARPOL\).aspx](https://www.imo.org/fr/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-(MARPOL).aspx).

²⁶ Voir, par exemple, le règlement (UE) 2019/1022 du Parlement européen et du Conseil établissant un plan pluriannuel pour les pêcheries exploitant des stocks démersaux en Méditerranée occidentale, qui prévoit, entre autres, l'établissement d'une zone de fermeture de trois mois pour la protection des juvéniles, à déterminer dans l'espace et dans le temps par chaque État membre. Voir www.consilium.europa.eu/fr/press/press-releases/2019/06/06/first-ever-multi-annual-management-plan-for-fisheries-in-the-western-mediterranean-becomes-reality.

²⁷ Voir www.iwc.int/sanctuaries.

écologiques clés, comme le frai, et empêchent l'exploitation des ressources vivantes dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale dans l'attente de l'établissement de règles spécifiques à titre de mesure de précaution. Parmi les exemples, citons la détermination des écosystèmes marins vulnérables et les fermetures spatiales par les organisations ou associations régionales de gestion des pêcheries, les zones interdites au chalutage au Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord pour protéger les stocks de poissons et les habitats, les fermetures spatio-temporelles dynamiques en Australie pour gérer les captures associées aux espèces migratoires et la fermeture des eaux arctiques à la pêche commerciale dans le cadre de l'Accord visant à prévenir la pêche non réglementée en haute mer dans l'océan Arctique central, dans l'attente d'une évaluation scientifique de la durabilité de ces pêches.

La gestion par zone est également utilisée pour préserver les sites marins importants en raison de leur valeur culturelle ou de la manière dont le paysage marin combine des attributs culturels et naturels. Les sites du patrimoine mondial relevant de la Convention de l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO) pour la protection du patrimoine mondial, culturel et naturel de 1972 (UNESCO, 1972) en sont un exemple au niveau international. Depuis l'inscription du premier site marin sur la liste du patrimoine mondial de l'UNESCO en 1981, 50 sites marins dans 37 pays ont été reconnus pour leur biodiversité marine unique, leurs écosystèmes, leurs processus géologiques ou leur beauté incomparable²⁸. Le plus grand site est celui des Terres et mers australes françaises, désigné

en 2019, couvrant 67 296 900 ha, suivi par la zone protégée des îles Phoenix à Kiribati, d'une superficie de 408 250 km², inscrite sur la liste en 2010²⁹. Quatre de ces sites (le monument national marin de Papahānaumokuākea à Hawaï, St Kilda en Écosse au Royaume-Uni, Ibiza en Espagne et le lagon Sud des Îles Chelbacheb aux Palaos) sont reconnus internationalement pour leur valeur universelle exceptionnelle, à la fois culturelle et naturelle. Au niveau national, tous les sanctuaires marins nationaux des États-Unis comprennent des protections pour les ressources historiques, archéologiques et culturelles dans tout le système de sanctuaires, et il existe plusieurs sanctuaires désignés spécifiquement pour leurs collections d'épaves historiques (par exemple, le sanctuaire de Thunder Bay, le sanctuaire de Monitor et le sanctuaire de Mallows Bay)³⁰. En Écosse, le concept de zone marine protégée a été développé pour introduire des zones autour des sites d'épaves historiques importantes (Historic Environment Scotland, 2019). De même, de nombreuses lois nationales sur le patrimoine prévoient la désignation de zones de protection autour des sites archéologiques et historiques sous-marins, notamment des mesures telles que l'interdiction de la pêche, de l'ancrage et de la plongée sous-marine sans autorisation spéciale (par exemple, la loi grecque n° 3028/2002 sur la protection des antiquités et du patrimoine culturel en général). Enfin, il convient de mentionner tout particulièrement la reconnaissance du site de l'épave du RMS Titanic en tant que mémorial maritime international en vertu de la législation des États-Unis et de l'accord international entre le Royaume-Uni et les États-Unis entré en vigueur en 2019³¹.

²⁸ Voir whc.unesco.org/fr/programme-marin.

²⁹ En outre, le nombre de sites marins du patrimoine mondial déclarés « en péril » a été réduit de trois à deux sites. Le Réseau de réserves du récif de la barrière du Belize a été retiré de la liste du patrimoine mondial en péril en 2018 en raison de la mise en œuvre efficace d'une politique nationale portant spécifiquement sur l'adoption de règlements sur les forêts (protection des mangroves), d'un moratoire sur l'exploration pétrolière et d'autres opérations pétrolières dans l'ensemble des zones maritimes du Belize, ainsi que de la révision et de la modification de la liste de contrôle des études d'impact sur l'environnement et de la révision en cours correspondante des règlements d'évaluation.

³⁰ Voir <https://sanctuaries.noaa.gov>.

³¹ Voir www.gc.noaa.gov/gcil_titanic.html. Voir également la circulaire de l'Organisation maritime internationale (MEPC.1/Circ.779, du 31 janvier 2012) sur les mesures de prévention de la pollution dans la zone entourant l'épave du RMS Titanic. Depuis 2012, le site de l'épave relève du champ d'application de la Convention sur la protection du patrimoine culturel subaquatique de 2001 (Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 2562, n° 45694),

3.3. Outils de gestion autres que par zone

La gestion de l'océan ne se limite pas à des stratégies par zone, bien que, paradoxalement, toutes les mesures de gestion soient appliquées dans une zone spatiale même si elles sont requises ou sanctionnées à de plus grandes échelles. De nombreuses activités sont traitées par une série d'autres mesures, telles que la réglementation des produits chimiques et des événements de pollution, la gestion des espèces migratrices transfrontalières et l'application de mesures techniques dans la gestion des pêcheries (voir chap. 15).

Les outils de gestion autres que par zone sont principalement de nature sectorielle et réglementent des activités sectorielles particulières pour atteindre un résultat précis. Par exemple, des contrôles des émissions mondiales sont appliqués aux navires de transport maritime international (plafond des émissions de soufre à l'échelle mondiale)³², tandis que les captures dans les pêcheries peuvent être limitées par des limites de captures et des limitations de l'effort de pêche (par exemple par des systèmes de quotas, des restrictions relatives aux hameçons et à la capacité). Des mesures technologiques peuvent également être appliquées aux pêcheries pour limiter les captures d'espèces non ciblées (par exemple, les dispositifs d'exclusion des tortues), et des mesures fondées sur le marché (par exemple, les systèmes d'accréditation, la durabilité des produits de la mer ou l'éco-étiquetage) peuvent être appliquées à l'ensemble d'une pêcherie, au niveau mondial, régional, national ou infranational.

Les outils de gestion autres que par zone sont également largement utilisés dans la législation nationale pour la gestion du patrimoine culturel de la mer, comme l'obligation de signaler les découvertes et d'obtenir une licence avant d'effectuer toute activité visant à fouiller, enlever ou perturber le patrimoine culturel subaquatique.

Au niveau international, la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer définit le cadre juridictionnel de l'obligation de protéger les objets de nature archéologique et historique en mer (voir l'article 303 de la Convention; Strati, 1995). La Convention sur la protection du patrimoine culturel subaquatique de 2001 élève ce devoir au rang de droits et d'obligations spécifiques dans les différentes zones maritimes telles que définies par la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, en prévoyant notamment un système de notification ou de signalement et de consultation pour la protection du patrimoine culturel subaquatique se trouvant dans la zone économique exclusive et sur le plateau continental, ainsi que dans les fonds marins et leur sous-sol au-delà des limites de la juridiction nationale. En outre, les règles annexées à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer concernant les activités visant le patrimoine culturel subaquatique contiennent des principes généraux de protection ainsi que des règles techniques, telles que des normes de conservation et de gestion.

qui s'applique à toutes les traces d'existence humaine présentant un caractère culturel, historique ou archéologique qui ont été immergées pendant au moins cent ans. Voir www.unesco.org/new/fr/culture/themes/underwater-cultural-heritage/the-heritage/did-you-know/titanic.

³² Voir www.imo.org/fr/MediaCentre/HotTopics/Pages/Sulphur-2020.aspx.

Tableau 2
Outils de gestion par zone et attributs associés, notamment les principaux facteurs, les secteurs, les mesures de mise en œuvre, la direction et l'échelle

Outils par zone		Stratégie de gestion														
Exemple pratique	Autorité compétente	Facteur principal			Secteur			Mesures		Direction			Échelle spatiale			
		Économie	Environnement	Bien-être social/culturel	Secteur unique	Multisectoriel	Intersectoriel	Juridiquement contraignantes	Volontaires	Descendante	Ascendante	Les deux	Mondiale	Régionale	Nationale	Infranationale
Zones d'intérêt écologique particulier	Autorité internationale des fonds marins	X	X		X			X		X			X			
Écosystèmes marins vulnérables	Organisations ou associations régionales de gestion des pêcheries, ou autorités nationales compétentes		X		X			X		X				X		
Zones maritimes particulièrement vulnérables et zones à éviter	Organisation maritime internationale	X	X		X			X		X			X			
Fermeture des pêcheries et zones de restriction de la pêche	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, organisations ou associations régionales de gestion des pêcheries, Union européenne ou autorités nationales compétentes		X		X			X		X				X	X	X
Sanctuaires baleiniers	Commission baleinière internationale		X		X			X		X			X			
Fermeture d'infrastructures : fermeture de pipelines (par exemple, pétrole, gaz, déchets, eau douce) et de câbles (par exemple, télécommunications, réseau)	Organisation maritime internationale ou autorités nationales compétentes	X			X			X		X					X	

Zones marines nationales de conservation et zones prioritaires de conservation	Autorités nationales compétentes	x		x		x		x			x	x	
Fermetures de fermes aquacoles	Autorités nationales compétentes	x	x		x		x		x			x	x
Sites du patrimoine mondial, notamment sites du patrimoine culturel et naturel reconnus pour leur valeur universelle exceptionnelle	Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture		x	x		x		x		x			x
Zones marines protégées	Objectifs d'Aichi pour la biodiversité, conventions maritimes régionales ou autorités nationales compétentes		x		x		x		x		x		x
Zones de protection autour des sites archéologiques et historiques	Autorités nationales compétentes			x			x		x				x
Sites inscrits sur la liste de la Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau (Convention de Ramsar)	Convention de Ramsar		x		x		x		x			x	x
Sanctuaires spécifiques à certaines espèces (par exemple, le requin ou le dugong)	Autorités nationales compétentes		x		x		x		x			x	x
Co-localisation (par exemple, énergie des océans ou aquaculture)	Autorités nationales compétentes	x	x			x		x		x			x
Zones spéciales et zones de contrôle des émissions	Organisation maritime internationale		x		x		x		x		x		x
Fermetures spatiales communautaires	Gouvernement ou communautés locales		x	x		x	x		x		x		x
Stratégies de gestion traditionnelles, y compris les programmes de gardes forestiers autochtones	Communauté ou autorités nationales ou locales compétentes	x	x	x		x	x		x	x		x	x

Tableau 3

Outils de gestion autres que par zone et attributs associés, notamment les principaux facteurs, les secteurs, les mesures de mise en œuvre, la direction et l'échelle

Outils de gestion autres que par zone		Stratégie de gestion														
Exemple pratique	Autorité compétente	Facteur principal			Secteur			Mesures			Direction		Échelle spatiale			
		Économie	Environnement	Bien-être social/culturel	Secteur unique	Multisectoriel	Intersectoriel	Juridiquement contraignantes	Volontaires	Descendante	Ascendante	Les deux	Mondiale	Régionale	Nationale	Infranationale
Contrôle des captures et de l'effort de pêche	Autorités régionales	X	X		X			X		X			X	X	X	
Contrôles technologiques		X	X		X			X		X			X	X	X	
Outils basés sur le marché		X	X		X			X	X		X			X	X	X
Mécanismes de protection du patrimoine culturel subaquatique	Autorités nationales compétentes		X	X	X			X		X					X	X

4. Outils de gestion visant à soutenir l'atténuation des effets des changements climatiques et l'adaptation à ceux-ci, notamment le renforcement de la résilience

Dans le cadre de l'approche écosystémique, les processus décisionnels doivent également tenir compte des connaissances sur les effets des changements climatiques et sur les réponses d'atténuation et d'adaptation. À cet égard, il est important de déterminer les stratégies d'adaptation qui peuvent être mises en œuvre pour faire progresser la résilience climatique afin de savoir quels processus et outils de gestion sont capables d'intégrer l'incertitude et l'imprévisibilité des impacts environnementaux et des réactions de l'environnement dans des échelles spatio-temporelles (Holsman et al., 2019; Wise et al., 2014). Le choix des différentes

mesures d'adaptation qui peuvent être mises en œuvre pour obtenir une plus grande résilience peut varier considérablement et dépend des processus décisionnels encadrant ces mesures. À titre d'exemple, la réduction écosystémique des risques de catastrophe contribue à l'adaptabilité de la gestion intégrée des zones côtières et de la gestion des zones protégées, en particulier dans le cas des communautés et des pays vulnérables (Ferrario et al., 2014; Satta et al., 2017). D'autres stratégies peuvent permettre de mettre en œuvre des mesures d'atténuation et de compensation³³, comme l'initiative Carbone bleu. Il conviendrait

³³ Les mesures d'atténuation et de compensation suivent une hiérarchie de mesures de gestion : les mesures préventives (comme empêcher les polluants de pénétrer dans la mer); les mesures d'atténuation (réduire les impacts directs); et les mesures de compensation [par exemple, en dédommageant l'utilisateur (comme les pêcheurs pour une perte de captures), la ressource (comme en reconstituant les stocks de poissons ou en replan-

également de renforcer les liens entre les approches efficaces en matière d'atténuation et le financement de l'adaptation, le transfert de technologies et le renforcement des capacités, tandis que les réponses adaptatives devraient tenir compte des aspects environnementaux, sociaux et économiques afin de déterminer des mécanismes efficaces permettant d'équilibrer les besoins et de maximiser les avantages pour tous.

La mise en œuvre à l'échelle mondiale de réseaux de zones marines protégées, en favorisant la résilience des écosystèmes, contribue à promouvoir l'atténuation des effets des changements climatiques et l'adaptation à ces effets (Dudley et al., 2010; Roberts et al., 2017). En renforçant leur résilience, les écosystèmes ont une plus grande capacité à faire face aux perturbations et à se remettre de circonstances défavorables, ce qui leur permet de continuer à assurer leurs fonctions et à fournir les services nécessaires au bien-être humain (Chong, 2014).

La gestion axée sur la résilience (parallèlement aux outils de gestion par zone) utilise la connaissance des facteurs actuels et futurs qui influencent le fonctionnement des écosystèmes (par exemple, les épidémies de maladies des coraux et les changements dans l'utilisation des terres, le commerce ou les pratiques de pêche) pour hiérarchiser, mettre en œuvre et adapter les mesures de gestion qui soutiennent les écosystèmes et le bien-être humain (Mcleod et al., 2019). Pour soutenir le maintien de la capacité de résilience des écosystèmes, les gestionnaires doivent réduire les facteurs de stress locaux (par exemple, la pollution et les pressions exercées par les pêches destructrices), tout en favorisant les principaux processus de résilience (par exemple, la récupération, la reproduction, le recrutement et la connectivité) (Anthony et al., 2015; Graham et al., 2013). Cela implique de gérer les causes et les conséquences des pressions endogènes (locales) et de répondre aux conséquences des pressions exogènes (globales), étant donné que la réponse aux causes de ces dernières nécessite une action mondiale (Elliott, 2011).

Par exemple, les réseaux de zones marines protégées peuvent être conçus pour la résilience climatique en maintenant une diversité et une redondance des espèces, des habitats et des groupes fonctionnels et des voies de connectivité ainsi qu'en réduisant les facteurs de stress, tout en incluant des processus d'adaptation pour tenir compte de l'incertitude et du changement (Mcleod et al., 2019). La résilience des coraux et la capacité associée à se remettre des épisodes de blanchissement dans le réseau de zones marines protégées de Hawaï sont favorisées par une gestion active des poissons herbivores visant à maintenir et à augmenter la biomasse, l'abondance et la diversité fonctionnelle des herbivores (Chung et al., 2019).

Outre les réseaux de zones marines protégées, diverses mesures d'adaptation peuvent également être mises en œuvre aux niveaux communautaire et institutionnel. Il s'agit d'outils tels que la coordination intersectorielle, les licences de pêche flexibles, les droits saisonniers, la gestion transfrontalière et le renforcement de la coopération institutionnelle, qui peuvent être utilisés conjointement avec la diversification des marchés et des moyens de subsistance et des outils de renforcement de la résilience tels que la préparation aux situations d'urgence, les systèmes d'alerte précoce, les transferts de fonds et les plans de relèvement après une catastrophe (Poulain et al., 2018). Lors de l'application d'outils de gestion spécifiques, il convient également d'envisager des contreparties, car ces outils peuvent déclencher des effets contrastés sur différents secteurs ou pays. Dans l'Arctique, par exemple, la coopération transfrontalière fait intervenir de nouveaux acteurs et secteurs, comme le tourisme polaire, mais entraîne également de nouveaux risques, comme le transport maritime ainsi que l'exploration et l'exploitation des minéraux. En Méditerranée, une coopération transcontinentale (entre l'Afrique et l'Europe) est nécessaire pour adopter des mesures d'adaptation régionales afin de faire face aux besoins locaux et aux capacités d'adaptation des pays africains et européens qui sont très hétérogènes (Karmaoui, 2018; Hidalgo et al., 2018).

tant les mangroves) ou l'habitat (en créant de nouveaux habitats pour compenser ceux perdus par la construction d'infrastructures) (Elliott et al., 2016)].

5. Principales questions par région

La mise en œuvre de l'approche écosystémique dans le cadre de processus décisionnels et d'outils de gestion dans le milieu marin progresse à des rythmes différents selon les régions. Celles ayant des niveaux de compétences, des capacités financières et des ressources plus élevés ont fait des progrès considérables dans la mise en œuvre de cette approche. Par exemple, les changements environnementaux rapides dans l'océan Arctique, provoqués par un réchauffement à grande échelle, ont conduit le Conseil de l'Arctique à mettre l'accent sur des accords juridiquement contraignants négociés par les pays membres alors qu'il se concentrait jusqu'alors sur des évaluations scientifiques dans le cadre d'une politique « douce ». De tels accords sont également devenus nécessaires en raison des possibilités croissantes d'utilisation industrielle de l'océan Arctique et des risques qui en découlent, notamment les activités de transport maritime, le tourisme arctique, le transfert d'espèces exotiques et l'exploitation minière sur le plateau continental des États côtiers de l'Arctique. Ces changements rapides ont incité les pays à adapter leurs politiques afin de mieux répondre aux défis sociaux, économiques et environnementaux qui se posent rapidement en raison des changements climatiques. Le Canada, par exemple, a modifié sa loi sur les océans en 2019 afin de pouvoir appliquer les principes de précaution et d'accorder une protection provisoire à une zone pour une période maximale de cinq ans, grâce à une disposition d'un décret ministériel qui gèle l'empreinte des activités humaines, ce qui signifie qu'aucune activité humaine nouvelle ou supplémentaire ne sera autorisée dans la zone pendant la durée du décret. En 2019, la zone marine protégée de Tuvaijuittuq, la première créée par l'utilisation de la disposition du décret ministériel, a été établie pour protéger la glace de mer la plus ancienne et la plus épaisse de l'océan Arctique en tant qu'habitat d'été important pour les espèces alors que la banquise continue à diminuer dans l'Arctique.

Dans les régions où les capacités sont plus limitées, l'approche écosystémique est plus

difficile à mettre en œuvre. De nombreuses zones marines et côtières de ces régions sont confrontées à des décennies, voire des siècles, de dégradation en raison d'un manque de pratiques de gestion ou de contrôle et du fait que les approches de reconstitution sont mises en œuvre de manière réactive. En Amérique du Sud (Gianelli et al., 2018; Reis et D'Incao, 2000), la mise en œuvre d'approches écosystémiques pour les pêcheries, rendue difficile par des capacités institutionnelles et scientifiques restreintes, n'a été un succès que dans les zones présentant des conditions favorables. On observe des problèmes de capacité similaires dans la gestion des zones marines protégées (Gerhardinger et al., 2011), bien que la participation de personnes dotées de connaissances locales ait permis d'améliorer les résultats (Gerhardinger et al., 2009).

L'augmentation récente de la superficie des zones marines protégées s'explique en grande partie par la création de grandes zones marines protégées par un petit nombre de pays. Bien que les données reflètent des progrès en matière de conservation de la biodiversité et des ressources marines, la protection est toujours axée sur les eaux relevant de la juridiction nationale et sur les pays ayant la capacité et les moyens d'établir des réseaux de zones marines protégées. Toutefois, la désignation d'une zone marine protégée ne reflète pas nécessairement une gestion et une protection actives, car nombre de ces zones ne disposent pas de plans de gestion adéquats ni de mesures d'application associées (Centre mondial de surveillance pour la conservation et Union internationale pour la conservation de la nature, 2019; Maestro et al., 2019). De même, la répartition géographique inégale des zones limite leur efficacité, leur connectivité, leur cohérence et leur représentativité.

Enfin, les changements climatiques sont en train de devenir un facteur clé dans l'établissement des priorités des approches de restauration dans de nombreuses régions du monde, notamment la reconstitution des forêts de mangrove en Indonésie et dans un certain nombre de petits États insulaires en

développement du Pacifique, qui visent à protéger les communautés locales des inondations côtières (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2016) et à accroître la résilience aux changements futurs, ainsi que la restauration de certaines parties des récifs de la Grande Barrière en Australie à la suite de multiples épisodes de blanchissement (Consortium Reef Restoration and Adaptation Program, 2018). La reconstitution des récifs coralliens dans les Caraïbes et des récifs d'huîtres dans le monde entier a fait appel à des techniques à petite échelle, comme la micro-fragmentation, pour remédier aux dommages à l'échelle locale (Gilby et al., 2018). Toutefois, ces approches sont encore

souvent limitées en termes d'envergure. Parmi les autres exemples d'adaptation au climat et de réduction des risques de catastrophes, citons les mesures prises par la Colombie, l'Équateur et la Grenade pour la restauration des mangroves et la protection des côtes, par le Royaume-Uni pour le réalignment des côtes, par le Mexique pour la pêche durable et la réhabilitation des mangroves, et par Vanuatu pour la restauration des récifs coralliens (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2019). La prochaine Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes (2021-2030)³⁴ vise à accélérer cette tendance (Waltham et al., 2020).

6. Renforcement des capacités

La plupart des stratégies de gestion nécessitent des informations provenant à la fois des sciences naturelles et des sciences sociales. Dans de nombreuses régions, notamment dans les pays en développement, les scientifiques et les praticiens ne sont tout simplement pas suffisamment formés pour mettre en œuvre les stratégies de gestion existantes ou nouvelles, en particulier celles qui reposent sur l'approche écosystémique. Le renforcement des capacités, non seulement pour comprendre les stratégies de gestion, mais aussi pour disposer des outils nécessaires à leur mise en œuvre, aidera les gouvernements et les autres parties prenantes à comprendre l'ensemble des options disponibles pour la gestion et la gouvernance du milieu marin dans leurs juridictions. Il existe donc plusieurs exigences clés en matière de renforcement des capacités et de transfert de technologie dans ce domaine. Premièrement, il existe un besoin de formation et de savoir-faire en matière de gestion et de gouvernance marines concernant les connaissances scientifiques requises nécessaire, y compris une formation aux facteurs politiques, ainsi qu'aux répercussions de la science sur les politiques, c'est-à-dire la manière dont des données scientifiques pertinentes peuvent être utilisées dans

l'élaboration des politiques et les adaptations ou révisions qui doivent être apportées aux politiques à mesure que de nouvelles informations scientifiques deviennent disponibles. Deuxièmement, il existe un vaste champ d'apprentissage au sein des États et des régions, et entre les États et les régions (par exemple, transfert de connaissances et de technologies), d'autant plus que certaines approches ont bien fonctionné dans certaines conditions, comme les programmes d'aménagement de l'espace marin dans le cadre de la Convention pour la protection, la gestion et la mise en valeur du milieu marin et côtier de la région de l'océan Indien occidental. À cet égard, il est nécessaire de renforcer les capacités en matière de coopération transfrontalière, avec une gestion fondée sur la science comme élément central. Troisièmement, il existe également un vaste champ d'apprentissage concernant l'éventail des différentes politiques, y compris la manière dont les politiques ont été élaborées, en particulier pour les nouveaux praticiens, mais aussi comme formation professionnelle continue pour les professionnels plus expérimentés.

La connaissance des étapes clés de la mise en œuvre du processus de planification et de

³⁴ Voir la résolution 73/284 de l'Assemblée générale.

politique de la gestion du milieu marin, ainsi que des paramètres permettant de mesurer et de contrôler l'efficacité des mesures de gestion, sont des exigences essentielles pour les pays qui commencent à mettre en œuvre des approches de gestion. La compréhension par les scientifiques et les autres parties prenantes (y compris le public) de l'élaboration des politiques et de la gestion du comportement du public, y compris les aspects économiques connexes, est également importante à cet égard. Pour atteindre ces objectifs, des approches éducatives formelles et non formelles sont nécessaires. En outre, le transfert de connaissances concernant les processus et les outils de prise de décision entre les secteurs devrait être encouragé afin de garantir que l'approche écosystémique puisse être appliquée de manière holistique dans tous les secteurs marins.

Gill et al., (2017) ont indiqué que le personnel et la capacité budgétaire étaient les prédicteurs

les plus solides d'impacts des actions de conservation. Dans leur étude, les zones marines protégées dotées d'une capacité de personnel adéquate ont eu des avantages écologiques 2,9 fois plus importants que celles dont la capacité était insuffisante. La création de telles zones sans investissement adéquat entraînera donc des résultats insatisfaisants en matière de conservation. Dans un contexte de ressources limitées, les programmes de sciences participatives sont susceptibles de combler des lacunes en matière de surveillance (par exemple, au Royaume-Uni pour la surveillance des biotes du littoral, les programmes de surveillance et de nettoyage des déchets des plages, ainsi que les organisations comme Reef Check Foundation, MangroveWatch et Manta Trust) dans leurs programmes mondiaux (voir également la section 7.1 ci-après). Ces techniques peuvent être déployées dans le monde entier en tant que bonnes pratiques pour maximiser les avantages.

7. Lacunes et perspectives d'avenir

7.1. Données et informations au service des besoins de gestion

Les stratégies, processus et outils de gestion du milieu marin sont souvent entravés par un manque de données de qualité et de quantité appropriées (Borja et al., 2017). Les changements récents intervenus dans l'utilisation des méthodes de mégadonnées, l'utilisation innovante des données et des informations dans les approches politiques et la mise en relation des bases de données contribuent à fournir des informations dans de telles situations. Toutefois, la compréhension des causes et des effets écologiques liés aux priorités socioéconomiques, telle qu'elle se reflète dans les connaissances en matière de modélisation et dans les systèmes de soutien scientifique pour la prise de décisions (reconnaissant la complexité des systèmes côtiers et marins) est encore limitée dans de nombreuses régions. Le partage des connaissances (par exemple, le système d'informations sur la biodiversité des océans) et le libre accès aux informations et aux flux de données, en particulier entre les secteurs, devraient être encouragés afin de

garantir que les données collectées sont mises à la disposition de tous (par exemple, « collecter une fois, utiliser de nombreuses fois »). Le renforcement de la collaboration et de la connectivité des programmes de surveillance contribuera non seulement à partager les capacités entre les secteurs et les institutions, mais aussi à mettre en place des approches plus efficaces en matière de surveillance et de mise à disposition de données et d'informations. Les données issues des sciences participatives deviennent de plus en plus une source importante d'informations de surveillance, lorsqu'elles sont validées et acceptées par la communauté universitaire (Bennett, 2019), en vue de fournir des informations essentielles sur l'état et les tendances de l'environnement (par exemple, Edgar et Stuart-Smith, 2014).

Parmi les défis qu'il reste encore à relever figure la collecte de données pour la gestion du milieu marin de manière rentable. Le rôle de la technologie dans la conservation et la gestion du milieu marin va devenir de plus en plus important, en particulier la collecte et l'utilisation des données provenant de la télédétection et des satellites. Dans la gestion sectorielle et

spatiale, par exemple, des données du système d'identification automatique et du système de surveillance des navires sont utilisées pour gérer les activités de navigation et de pêche, notamment pour la cartographie. De nouvelles approches analytiques, telles que l'apprentissage automatique, sont de plus en plus appliquées pour détecter les activités illégales dans ces secteurs (Longépé et al., 2018) et pour surveiller les captures de pêche (Lee et al., 2008).

7.2. Exigences en matière de gestion

La gestion du milieu marin nécessite les meilleures connaissances scientifiques disponibles pour maintenir et protéger le système naturel tout en offrant des avantages au secteur privé et à la société. Il faut poursuivre les recherches sur l'adaptation et la résilience écologiques, entre autres, et sur la prévision des trajectoires de réponse des écosystèmes. Ces variables doivent être intégrées dans des approches de gestion qui couvrent à la fois l'ampleur de l'impact et de la réponse des écosystèmes marins. En découle la nécessité de mieux reconnaître les interventions humaines dans le milieu marin telles qu'elles sont mesurées par rapport aux lignes de base et d'utiliser des seuils et des cibles pour les changements inacceptables. Cependant, c'est un défi majeur et il n'existe souvent pas de ligne de référence, ou celles-ci sont mouvantes en raison des changements climatiques. Il faut également mettre en place des programmes de surveillance mieux interconnectés entre les institutions. Les zones ne relevant pas de la juridiction nationale représentent un défi majeur à cet égard, en particulier dans les écosystèmes d'eaux profondes qui sont mal surveillés.

Les stratégies de gestion sont étayées par des mécanismes de gouvernance détaillés, tels que les politiques, les régimes politiques, l'administration et la législation. L'amélioration de l'interface science-politique par le renforcement des capacités est nécessaire et particulièrement importante lorsque la base de connaissances permettant d'éclairer la prise de décision s'enrichit et se développe rapidement. Une plus grande coordination est nécessaire à cet égard entre les sciences sociales et naturelles, entre les scientifiques et les décideurs politiques et

entre la science et la société civile, notamment le secteur industriel, tout comme l'inclusion des connaissances traditionnelles, de la culture et de l'histoire sociale dans la gestion. Une telle compréhension intersectorielle est importante pour une gestion véritablement holistique.

7.3. Intégrer des valeurs multiples dans la gestion

Le présent chapitre a décrit une tendance évidente en matière de stratégies de gestion. Alors qu'elles mettaient l'accent sur des aspects essentiellement écologiques, ces stratégies s'attachent aujourd'hui à inclure les différents liens entre les aspects écologiques du milieu marin, d'une part, et ses aspects sociétaux, économiques et culturels, d'autre part. Les stratégies de gestion gagneraient également à reconnaître aussi le large éventail de services et d'avantages écosystémiques tirés des océans pour atteindre l'objectif fondamental de protection et de maintien des systèmes naturels. La protection et la préservation de l'environnement marin dépendent de la participation de ceux qui vivent ou travaillent avec la mer et qui en retirent des avantages, afin de remédier aux comportements délétères, de restaurer les systèmes endommagés par inadvertance et d'atténuer les effets des changements climatiques.

Cependant, les valeurs que les individus accordent à l'environnement marin et à ses services varient non seulement en quantité, mais aussi en nature. La plupart des systèmes de gestion se heurtent à la nécessité de tenir compte de la multiplicité des valeurs, pour lesquelles les avantages réels ou perçus ne peuvent être mis sur un pied d'égalité ou conciliés. Les meilleures possibilités de comprendre et de traiter de multiples valeurs sont celles qui font participer les communautés concernées à la stratégie de gestion, d'où la nécessité d'associer la gestion axée sur l'écosystème à une gestion axée sur la communauté qui tient compte des dimensions culturelles de la mer. Ces systèmes hybrides sont plus à même d'équilibrer les trois piliers du développement durable (environnemental, économique et social) et, à ce titre, sont susceptibles de mieux réussir.

8. Perspectives

Si le présent chapitre recense de très nombreuses stratégies de gestion du milieu marin, il reste beaucoup à faire pour améliorer et renforcer les progrès, notamment en ce qui concerne l'intégration réussie des objectifs de développement durable, en particulier l'objectif n° 14, dans les objectifs et programmes de gestion. Il est également nécessaire d'intégrer davantage de mesures pour gérer certaines pressions anthropiques qui ne font pas actuellement l'objet de mesures de gestion, comme la pollution sonore d'origine anthropique.

La mise en œuvre du Programme de développement durable à l'horizon 2030 exige une gestion fondée sur l'approche écosystémique afin d'atteindre l'ensemble intégré de priorités et d'objectifs mondiaux définis dans les objectifs de développement durable. Cela permettra d'intégrer les interactions, les avantages et les compromis entre les objectifs et de soutenir la réalisation de chacune des cibles liées à l'océan. Dans l'ensemble, les progrès réalisés à ce jour, nonobstant les actions existantes pour la mise en œuvre de l'objectif n° 14, sont insuffisants. Une action accélérée, notamment en ce qui concerne les cibles de l'objectif n° 14 qui arrivent à échéance en 2020, est urgente, en particulier s'agissant des cibles 14.2, 14.4, 14.5 et 14.6. Bien que l'objectif n° 14 ne fasse pas explicitement référence aux aspects culturels marins, la déclaration émise par la Conférence des Nations Unies visant à appuyer la réalisation de l'objectif de développement durable 14, intitulée « L'océan, notre avenir : appel à l'action », conclut notamment à la nécessité de mettre au point des stratégies globales visant à faire prendre conscience de l'intérêt biologique et culturel de l'océan³⁵. De même, les Modalités d'action accélérées des petits États insulaires en développement reconnaissent le lien culturel des communautés des petits États insulaires en développement avec

l'océan et l'importance des connaissances traditionnelles pour le développement durable des économies basées sur l'océan³⁶.

Les résultats de la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable (2021-2030)³⁷ et de la Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes qui se déroule en parallèle contribueront à la mise en œuvre de l'objectif n° 14 et fourniront de nombreuses sources de données nécessaires à l'application des processus et outils de gestion, et permettront également d'améliorer la connaissance des océans³⁸. Ces initiatives sont susceptibles de faire progresser les outils nécessaires à la prise de décision actuelle et future, d'améliorer la compréhension globale des problèmes et des solutions en matière de gestion des océans et d'accroître la participation de la société à la prise de décision et à la mise en œuvre des solutions. L'intégration de la protection du patrimoine culturel subaquatique dans la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable³⁹ peut également servir à soutenir les ressources matérielles et immatérielles et les avantages culturels fournis par les océans (UNESCO, 2019; Trakadas et al., 2019).

Bien que cela soit implicite dans le contexte de la gestion du milieu marin, le présent chapitre n'a pas abordé de manière détaillée la nature de la gouvernance du milieu marin ni les difficultés liées à la nature sectorielle et souvent fragmentée des organes administratifs (par exemple, Boyes et Elliott, 2014; 2015). Afin d'être efficaces à plus grande échelle et dans le cas d'espèces qui couvrent de grandes étendues, les stratégies de gestion par zone comme les autres stratégies devront surmonter les problèmes liés à la fragmentation et à

³⁵ Voir la résolution 71/312 de l'Assemblée générale, annexe.

³⁶ Voir la résolution 69/15 de l'Assemblée générale, annexe. Voir également <https://sidsnetwork.org/samoa-pathway>.

³⁷ Voir la résolution 72/73 de l'Assemblée générale.

³⁸ Voir <https://oceanconference.un.org/commitments/?id=15187> et http://ioc-unesco.org/index.php?option=com_oe&task=viewEventAgenda&eventID=2200.

³⁹ Voir la résolution 72/73 de l'Assemblée générale, par. 292. Voir également www.oceandecadeheritage.org.

la complexité des régimes de gouvernance à l'échelle mondiale.

La gestion efficace des ressources marines devra également s'étendre aux zones qui se trouvent au-delà des limites de la juridiction nationale, où les défis sont plus importants en raison de la complexité du régime juridique. Cela confère une importance accrue aux négociations en cours aux Nations Unies sur un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention

des Nations Unies sur le droit de la mer et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale (voir chap. 28). Des discussions similaires ont été entamées à l'UNESCO sur l'élargissement du champ d'application de la Convention pour la protection du patrimoine mondial, culturel et naturel, afin d'assurer la protection et la gestion des sites marins de valeur universelle exceptionnelle dans les zones de haute mer (UNESCO, 2016; 2019).

Références

- Anthony, Kenneth R.N., and others (2015). Operationalizing resilience for adaptive coral reef management under global environmental change. *Global Change Biology*, vol. 21, No. 1, pp. 48–61. <https://doi.org/10.1111/gcb.12700>.
- Basiron, Mohd, and Cheryl Kaur (2009). *Designating a Particularly Sensitive Sea Area: Specifics, Processes and Issues*. Proceedings of the 6th MIMA International Conference on the Straits of Malacca. Kuala Lumpur.
- Bennett, Nathan J. (2019). Marine social science for the peopled seas. *Coastal Management*, vol. 47, No. 2, pp. 244–252. <https://doi.org/10.1080/08920753.2019.1564958>.
- Berkes, Fikret, and others (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications*, vol. 10, No. 5, pp. 1251–1262.
- Borja, Angel, and others (2017). Bridging the gap between policy and science in assessing the health status of marine ecosystems. Editorial. Lausanne: *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/978-2-88945-126-5>.
- Boyes, Suzanne J., and Michael Elliott (2014). Marine legislation: the ultimate 'horrendogram' – international law, European directives and national implementation. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 86, Nos. 1–2, pp. 39–47.
- _____ (2015). The excessive complexity of national marine governance systems: has this decreased in England since the introduction of the Marine and Coastal Access Act 2009? *Marine Policy*, vol. 51, pp. 57–65.
- Brugère, Cecile, and others (2019). The ecosystem approach to aquaculture 10 years on: a critical review and consideration of its future role in blue growth. *Reviews in Aquaculture*, vol. 11, No. 3, pp. 493–514. <https://doi.org/10.1111/raq.12242>.
- Chong, J. (2014). Ecosystem-based approaches to climate change adaptation: progress and challenges. *International Environmental Agreements: Politics, Laws and Economics*, vol. 14, pp. 391–405. <https://doi.org/10.1007/s10784-014-9242-9>.
- Chung, Anne E., and others (2019). Building coral reef resilience through spatial herbivore management. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 98. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00098>.
- Cowan, James H., Jr., and others (2012). Challenges for implementing an ecosystem approach to fisheries management. *Marine and Coastal Fisheries*, vol. 4, No. 1, pp. 496–510.
- Delisle, Aurélie, and others (2018). The socio-cultural benefits and costs of the traditional hunting of dugongs (*Dugong dugon*) and green turtles (*Chelonia mydas*) in Torres Strait, Australia. *Oryx*, vol. 52, No. 2, pp. 250–261. <https://doi.org/10.1017/S0030605317001466>.

- Díaz, Sandra, and others (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, vol. 359, No. 6373, p. 270. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>.
- Dudley, Nigel, and others (2010). The revised IUCN protected area management categories: the debate and ways forward. *Oryx*, vol. 44, No. 4, pp. 485–490.
- Dunstan, Piers K., and others (2016). Using ecologically or biologically significant marine areas (EBSAs) to implement marine spatial planning. *Ocean and Coastal Management*, vol. 121, pp. 116–127.
- Edgar, Graham J., and Rick D. Stuart-Smith (2014). Systematic global assessment of reef fish communities by the reef life survey program. *Scientific Data*, vol. 1, pp. 140007–140007. <https://doi.org/10.1038/sdata.2014.7>.
- _____ (2016). Ecoengineering with ecohydrology: successes and failures in estuarine restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 176, pp. 12–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.04.003>.
- Elliott, M. (2011). Marine science and management means tackling exogenic unmanaged pressures and endogenic managed pressures: a numbered guide. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, pp. 651–655.
- Elliott, M., and others (2016). Ecoengineering with ecohydrology: successes and failures in estuarine restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 176, pp. 12–35. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.04.003>.
- Fanini, Lucia, and others (2020). Advances in sandy beach research: local and global perspectives. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 234, p. 106646.
- Ferrario, Filippo, and others (2014). The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature Communications*, vol. 5, p. 3794.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2016). *The State of World Fisheries and Aquaculture*. Rome.
- _____ (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome.
- Gerhardinger, Leopoldo C., and others (2009). Local ecological knowledge and the management of marine protected areas in Brazil. *Ocean and Coastal Management*, vol. 52, Nos. 3–4, pp. 154–165.
- Gerhardinger, Leopoldo C., and others (2011). Marine protected dramas: the flaws of the Brazilian national system of marine protected areas. *Environmental Management*, vol. 47, No. 4, pp. 630–643.
- Gianelli, I., and others (2018). Operationalizing an ecosystem approach to small-scale fisheries in developing countries: the case of Uruguay. *Marine Policy*, vol. 95, pp. 180–188.
- Gilby, Ben L., and others (2018). Maximizing the benefits of oyster reef restoration for finfish and their fisheries. *Fish and Fisheries*, vol. 19, No. 5, pp. 931–947. <https://doi.org/10.1111/faf.12301>.
- Gill, David A., and others (2017). Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature*, vol. 543, p. 665.
- Goodhead, Tim, and Zeynep Aygen (2007). Heritage management plans and integrated coastal management. *Marine Policy*, vol. 31, No. 5, pp. 607–610. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2007.03.005>.
- Govan, Hugh (2009). Achieving the potential of locally managed marine areas in the South Pacific. *SPC Traditional Marine Resource Management and Knowledge Information Bulletin*, vol. 25.
- Graham, Nicholas A.J., and others (2013). Managing resilience to reverse phase shifts in coral reefs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 11, art. 10, pp. 541–548. <https://doi.org/10.1890/120305>.
- Hall, Stephen (2002). Chapter 3: the use of technical measures in responsible fisheries: area and time restrictions. In *A Fishery Manager's Guidebook: Management Measures and Their Application*, Kevern L. Cochrane, ed. Fisheries Technical Paper, No. 424. Rome: FAO. www.fao.org/3/y3427e/y3427e00.htm.
- Harvey, C.J., and others (2017). Implementing “the iea”: using integrated ecosystem assessment frameworks, programs, and applications in support of operationalizing ecosystem-based management. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 1, pp. 398–405. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw201>.

- Hidalgo, Manuel, and others (2018). Climate change impacts, vulnerabilities and adaptations: Mediterranean Sea and the Black Sea marine fisheries. In *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture*, pp. 139–158. FAO.
- Historic Environment Scotland (2019). *Scotland's Historic Marine Protected Areas*. Historic Environment Scotland. www.historicenvironment.scot/archives-and-research/publications/publication/?publicationId=fe248e27-0c19-4e4e-8d65-a62d00a2ce6a.
- Holsman, Kirstin K., and others (2019). Towards climate resiliency in fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 76, No. 5, pp. 1368–1378. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz031>.
- Humphreys, John, and Robert W.E. Clark (2020). *Marine Protected Areas: Science, Policy and Management*. Elsevier.
- International Tribunal of the Law of the Sea (Seabed Disputes Chamber) (2011). *Case No. 17, Advisory Opinion on Responsibilities and Obligations of States with Respect to Activities in the Area, 1 February 2011*.
- Jones, Daniel O.B., and others (2019). Existing environmental management approaches relevant to deep-sea mining. *Marine Policy*, vol. 103, pp. 172–181.
- Jones, Peter J.S., and others (2016). Marine spatial planning in reality: introduction to case studies and discussion of findings. *Marine Policy*, vol. 71, pp. 256–264. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.04.026>.
- Karmaoui, Ahmed (2018). Environmental vulnerability to climate change in Mediterranean Basin: socio-ecological interactions between North and South. In *Hydrology and Water Resource Management: Breakthroughs in Research and Practice*, pp. 61–96. Hershey, Pennsylvania, United States of America: IGI Global. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-3427-3.ch003>.
- Kikiloi, Kekuewa, and others (2017). Papahānaumokuākea: integrating culture in the design and management of one of the world's largest marine protected areas. *Coastal Management*, vol. 45, No. 6, pp. 436–451.
- Lee, Dah-Jye, and others (2008). Contour matching for fish species recognition and migration monitoring. In *Applications of Computational Intelligence in Biology*, Tomasz G. Smolinski, and others, eds., vol. 122, pp. 183–207. Studies in Computational Intelligence. Springer.
- Link, Jason S., and Howard I. Browman (2017). Operationalizing and implementing ecosystem-based management. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 1, pp. 379–381.
- Lo, Veronica (2018). Voluntary Guidelines for the Design and Effective Implementation of Ecosystem-Based Approaches to Climate Change Adaptation and Disaster Risk Reduction. CBD/SBSTTA/22/INF/1.
- Longépé, Nicolas, and others (2018). Completing fishing monitoring with spaceborne Vessel Detection System (VDS) and Automatic Identification System (AIS) to assess illegal fishing in Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 131, pp. 33–39. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.016>.
- Maestro, María, and others (2019). Marine protected areas in the 21st century: current situation and trends. *Ocean and Coastal Management*, vol. 171, pp. 28–36.
- McIntosh, Emma J., and others (2017). The impact of systematic conservation planning. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 42, pp. 677–697.
- Mcleod, Elizabeth, and others (2019). The future of resilience-based management in coral reef ecosystems. *Journal of Environmental Management*, vol. 233, pp. 291–301.
- Meek, Chanda L. (2013). Forms of collaboration and social fit in wildlife management: a comparison of policy networks in Alaska. *Global Environmental Change*, vol. 23, No. 1, pp. 217–228.
- Milcu, Andra Ioana, and others (2013). Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. *Ecology and Society*, vol. 18, No. 3. <https://doi.org/10.5751/ES-05790-180344>.
- Miller, Rachel L., and others (2018). Protecting migratory species in the Australian marine environment: a cross-jurisdictional analysis of policy and management plans. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 229.

- Nguyen, K.D., and others (2016). The Vietnamese state and administrative co-management of nature reserves. *Sustainability*, vol. 8, No. 3, p. 292.
- Oates, Jennifer, and Lyndsey A. Dodds (2017). An approach for effective stakeholder engagement as an essential component of the ecosystem approach. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 1, pp. 391–397. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw229>.
- Pope, John G. (2002). Chapter 4: input and output controls: the practice of fishing effort and catch management in responsible fisheries. In *A Fishery Manager's Guidebook: Management Measures and Their Application*, Kevern L. Cochrane, ed. Fisheries Technical Paper, No. 424. Rome: FAO. <https://doi.org/10.1002/9781444316315.ch9>.
- Poulain, Florence, and others (2018). Methods and tools for climate change adaptation in fisheries and aquaculture. In *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture. Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*, Manuel Barange and others, eds., pp.535–566. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 627. Rome: FAO.
- Reef Restoration and Adaptation Program Consortium (2018). *Reef Restoration and Adaptation Program*. Australian Marine Science Association. www.aims.gov.au/documents/30301/0/RRAP+Brochure/909e6dea-c7e9-4125-bece-0f10b639da5b.
- Reis, Enir G., and Fernando D'Incao (2000). The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort towards community-based management. *Ocean and Coastal Management*, vol. 43, No. 7, pp. 585–595.
- Roberts, Callum M., and others (2017). Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 114, No. 24, pp. 6167–6175. <https://doi.org/10.1073/pnas.1701262114>.
- Satta, Alessio, and others (2017). Assessment of coastal risks to climate change related impacts at the regional scale: the case of the Mediterranean region. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, vol. 24, pp. 284–296.
- Schultz, Lisen, and others (2015). Adaptive governance, ecosystem management, and natural capital. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 112, No. 24, pp. 7369–7374. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406493112>.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2004). *The Ecosystem Approach*. Montreal. www.cbd.int/ecosystem.
- _____ (2019). *Voluntary Guidelines for the Design and Effective Implementation of Ecosystem-Based Approaches to Climate Change Adaptation and Disaster Risk Reduction and Supplementary Information*. Technical Series, No. 93. Montreal.
- Strati, Anastasia (1995). *The Protection of the Underwater Cultural Heritage: An Emerging Objective of the Contemporary Law of the Sea*, vol. 23. Martinus Nijhoff Publishers.
- Thornton, Thomas F., and Adela Maciejewski Scheer (2012). Collaborative engagement of local and traditional knowledge and science in marine environments: a review. *Ecology and Society*, vol. 17, No. 3. <https://doi.org/10.5751/ES-04714-170308>.
- Trakadas, Athena, and others (2019). The Ocean Decade Heritage Network: Integrating Cultural Heritage Within the United Nations Decade of Ocean Science 2021–2030. *Journal of Maritime Archaeology*, vol. 14, No. 2, pp. 153–165.
- Trochta, John T., and others (2018). Ecosystem-based fisheries management: perception on definitions, implementations, and aspirations. *PLOS One*, vol. 13, No. 1, p. e0190467.
- Turner, Nancy J., and Fikret Berkes (2006). Coming to understanding: developing conservation through incremental learning in the Pacific Northwest. *Human Ecology*, vol. 34, No. 4, pp. 495–513.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108186148>.
- United Nations Conference on Environment and Development (1992). *Annex I, Rio Declaration on Environment and Development, Principle 15: Precautionary Approach, Rio de Janeiro, 3–14 June 1992*. www.unesco.org/education/pdf/RIO_E.PDF.

- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) (1972). Convention Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage, Adopted by the General Conference at its seventeenth session, Paris, 16 November 1972. <https://whc.unesco.org/archive/convention-en.pdf>.
- _____ (2016). *World Heritage in the High Seas: An Idea Whose Time Has Come*. World Heritage Report, No. 44. UNESCO.
- _____ (2019). *Report on the Evaluation of 2001 Convention on the Protection of Underwater Cultural Heritage*. UNESCO.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2018). Conceptual guidelines for the application of marine spatial planning and integrated coastal zone management approaches to support the achievement of sustainable development goal targets 14.1 and 14.2. United Nations Regional Seas Reports and Studies, No. 207. www.unep-wcmc.org/system/dataset_file_fields/files/000/000/548/original/Final_ConceptualGuidelines_240918.pdf?1538124788.
- United Nations Environment Programme (UNEP) and Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2000). Annex III, Decisions Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at Its Fifth Meeting. www.cbd.int/doc/decisions/COP-05-dec-en.pdf.
- Veitayaki, Joeli, and others (2003). Empowering local communities: case study of Votua, Ba, Fiji. *Ocean Yearbook Online*, vol. 17, No. 1, pp. 449–463.
- Waltham, Nathan J., and others (2020). United Nations decade on ecosystem restoration 2021–2030: what chance for success in restoring coastal ecosystems? *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, art. 71. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00071>.
- Wise, Russell M., and others (2014). Reconceptualising adaptation to climate change as part of pathways of change and response. *Global Environmental Change*, vol. 28, pp. 325–336.
- World Conservation Monitoring Centre and International Union for Conservation of Nature (2019). *Protected Planet: World Database on Protected Areas*. Cambridge, United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. www.protectedplanet.net/marine.
- Zador, S.G., and others (2017). Ecosystem considerations in Alaska: the value of qualitative assessments. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 1. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw144>.
- Zhang, C. I., and others (2011). An IFRAME approach for assessing impacts of climate change on fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, No. 6, pp. 1318–1328.

Chapitre 28

Faits nouveaux en matière de connaissance de l'ensemble des bénéfices que l'humanité tire du milieu marin

Constitutrices et contributeurs : Luciano Hermanns (organisateur de l'équipe de rédaction), Denis Worlnanyo Aheto, Adem Bilgin, Robert Blasiak, Cecile Brugere, Karen Evans, Antony Firth, Deborah Greaves, Osman Keh Kamara (coresponsable d'équipe), Wenhai Lu, Essam Yassin Mohamed (responsable d'équipe), Iryna Makarenko, Stale Navrud, Marinez Eymael Garcia Scherer, Jörn Schmidt (coresponsable d'équipe), Anita Smith, Anastasia Strati (coresponsable d'équipe), Rashid Sumaila, Kateryna Utkina, Hans Van Tilburg et Wojciech Wawrzynski.

Principales observations

- Les ressources océaniques constituent la source principale de revenus de millions de personnes dans le monde et fournissent un large éventail de services et de bénéfices liés aux écosystèmes, notamment la production d'oxygène, l'approvisionnement alimentaire, le stockage du carbone, les minéraux, les ressources génétiques, les services culturels et le maintien de la vie en général. Cependant, les services fournis par les écosystèmes marins et côtiers se détériorent à un rythme alarmant, en raison de plusieurs pressions anthropiques, notamment les changements climatiques.
- Les activités humaines affectent directement ou indirectement les services rendus par les écosystèmes et peuvent donc réduire à néant ou presque les avantages qui seraient autrement fournis. Les activités humaines dans le milieu marin étant appelées à s'intensifier à l'avenir, en particulier dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale, elles exerceront une pression croissante sur les ressources naturelles mais pourraient également menacer la biodiversité marine et donc les avantages que les populations tirent des services écosystémiques.
- Le droit international, comme énoncé dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer¹, joue un rôle capital dans la conservation et l'utilisation durable de l'océan et de ses ressources et dans la sauvegarde des nombreux services écosystémiques que l'océan fournit aux générations actuelles et futures. Les actions et les efforts devraient se concentrer principalement sur les lacunes en matière de mise en œuvre et de réglementation, en particulier dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale.
- Dans ce contexte, les négociations en cours au sein des Nations Unies sur l'élaboration d'un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité biologique marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale n'en sont que plus significatives.
- La répartition des bénéfices tirés de l'océan reste encore très inégale à l'échelle mondiale. Les efforts déployés par les pays moins développés pour tirer parti de ce que l'océan peut leur offrir sont entravés par des lacunes en matière de renforcement des capacités et par des contraintes financières et de ressources.
- Le renforcement des capacités, le partage des connaissances scientifiques et la collaboration aux fins du développement et du transfert des technologies marines innovantes permettront aux États de participer pleinement à la conservation et à l'utilisation durable de l'océan et de ses ressources et d'en tirer profit, tout en leur donnant les moyens de s'acquitter de leurs obligations.

1. Introduction

Les ressources océaniques constituent la base des moyens de subsistance de millions de personnes dans le monde et fournissent une série de services écosystémiques essentiels, notamment la production d'oxygène et le stockage du carbone, plusieurs services liés à la biodiversité, comme l'exploitation des

ressources vivantes, la protection des côtes et des ressources génétiques (Mohammed, 2012) et des services culturels et d'agrément (Whitmarsh, 2011). Les services les plus appréciés sont le tourisme et les loisirs, ainsi que la protection contre les tempêtes (Mehvar et al., 2018). À elle seule, la pêche procure

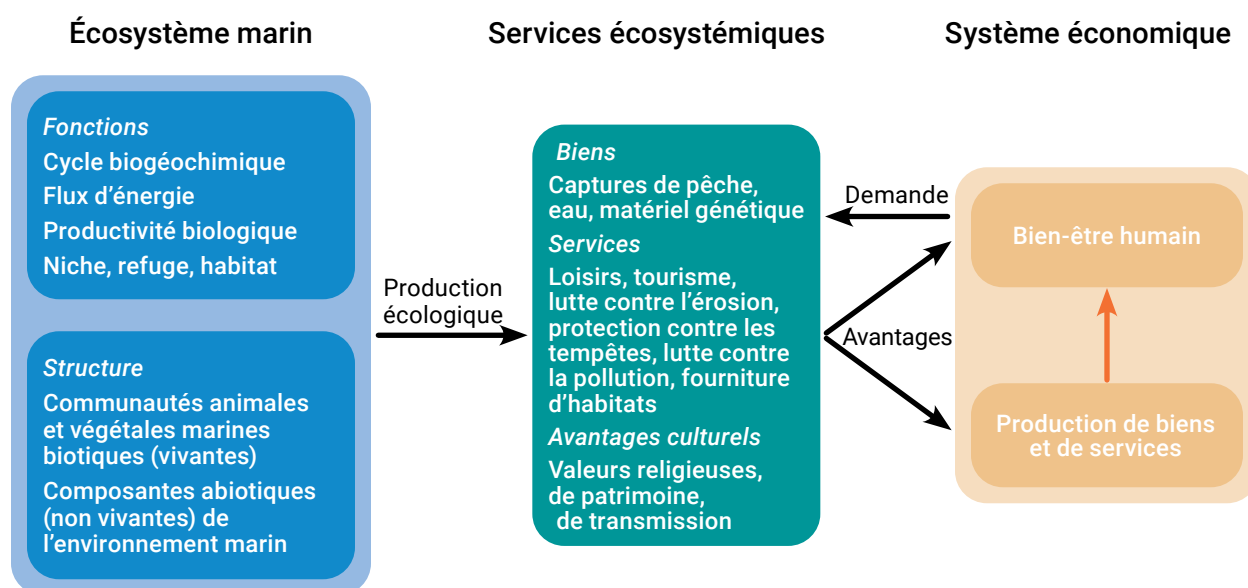
¹ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

de nombreux bénéfiques à des millions de personnes, y compris celles qui souffrent de pauvreté dans les communautés côtières des pays à faible revenu. Les poissons et autres fruits de mer sont une source majeure de nourriture, de protéines et de micronutriments pour de nombreuses communautés vulnérables. On estime qu'en 2016, 59,6 millions de personnes étaient employées dans le secteur primaire des pêches de capture et de l'aquaculture, dont une grande majorité dans les pays à faible revenu (bien que ce chiffre comprenne certaines activités continentales). Si l'on ajoute les personnes qui travaillent dans les industries associées de transformation, de commercialisation, de distribution et d'approvisionnement, on estime que la pêche et l'aquaculture assurent la subsistance de près de 250 millions de personnes [Organisation

des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2018].

Les bénéfiques des écosystèmes marins et côtiers peuvent être catégorisés de plusieurs façons. Traditionnellement, ils sont compris en termes de biens (c'est-à-dire les produits, les ressources et les récoltes de la nature ayant une valeur marchande), de services (c'est-à-dire les processus qui soutiennent toutes les formes de vie, mais qui n'ont pas de valeur marchande) et d'avantages culturels (c'est-à-dire le patrimoine spirituel et religieux, sans valeur marchande explicite). Alors que les biens ont une valeur d'usage direct (consommation), déterminée par les prix du marché, les services et les avantages culturels ont une valeur d'usage indirect (sans consommation) qui peut être déterminée par l'application de diverses techniques d'évaluation (voir figure ci-dessous).

Production d'avantages économiques par les écosystèmes marins



Note : La structure et le fonctionnement des écosystèmes marins conduisent à la production écologique de services écosystémiques. Certains biens, services et avantages culturels ont un impact direct sur le bien-être humain, tandis que d'autres l'affectent indirectement en soutenant ou en protégeant des actifs économiques et des activités de production de valeur.

Source : D'après Barbier (2017).

Dans la première Évaluation des écosystèmes pour le millénaire de 2005, une classification différente a été proposée concernant les bénéfices obtenus par les êtres humains grâce aux écosystèmes, autrement appelés services

écosystémiques. Ils sont classés en services culturels, d'approvisionnement, de régulation et de soutien (cette dernière catégorie étant nécessaire à l'existence des autres). Les services d'approvisionnement, tels que la nourriture,

le carburant et les fibres extraits des écosystèmes, sont semblables à des avantages consommables et ont une valeur d'usage, tandis que d'autres services, tels que la régulation du climat, l'absorption du dioxyde de carbone, le maintien des cycles de vie et des paysages et la création de revenus, d'opportunités d'emploi et d'identité culturelle, sont pour la plupart immatériels (c'est-à-dire par nature non consommables, avec une valeur de non-usage).

1.1. Services d'approvisionnement des écosystèmes marins et côtiers

L'océan procure une multitude d'avantages directs et indirects de grande valeur pour l'humanité. Le bénéfice le plus direct que procurent les écosystèmes marins et côtiers réside dans leur productivité primaire et les produits qui en résultent, comme les poissons, les plantes, les animaux, le carburant, le bois (par exemple, les mangroves), les produits biochimiques, les médicaments naturels, les produits pharmaceutiques, les matières premières (sable et coraux) et, dans une moindre mesure, l'eau douce et les fibres. En 2016, 79,3 millions de tonnes de poissons marins² ont été pêchés et 28,7 millions de tonnes d'espèces marines ont été élevées en aquaculture, fournissant ensemble une moyenne de 14,6 kg de produits de la mer par personne sur terre (FAO, 2018). Les produits de la mer sont essentiels pour la sécurité alimentaire : ils fournissent plus de 20 % de l'apport moyen en protéines animales par habitant pour 3 milliards de personnes, et plus de 50 % dans certains pays en développement (FAO, 2018).

1.2. Services de régulation des écosystèmes marins et côtiers

Les océans fournissent des services de régulation fondamentaux. Ils influencent les processus de médiation biologique, tels que la fixation du carbone et la libération de l'oxygène, permettant l'atténuation et la régulation des changements climatiques. De même, les franges côtières jouent un rôle clé dans la

séquestration de carbone. Ces services ont une valeur d'usage indirect pour les êtres humains, en ce qu'ils permettent le maintien de conditions climatiques favorables et stables (par exemple, les températures et les précipitations) auxquelles les activités de subsistance se sont adaptées (par exemple, les cultures), la préservation de la santé humaine et des infrastructures et autres biens dont dépendent les moyens de subsistance. Le rôle des écosystèmes côtiers dans le contrôle des parasites et des populations animales par le truchement de relations trophiques-dynamiques et dans le soutien de la pollinisation permet de tenir à distance les parasites et les maladies qui peuvent avoir un impact sur les cultures, les activités aquacoles et, potentiellement, la santé humaine.

Les écosystèmes côtiers jouent un rôle majeur dans la prévention de l'érosion du littoral et peuvent servir à la fois à sa stabilisation et à la protection contre les tempêtes, en atténuant la force des vagues et en réduisant la vulnérabilité des établissements côtiers aux vagues et aux inondations. Par exemple, il a été estimé que le tsunami survenu dans l'océan Indien en 2004 a causé des dommages plus importants aux zones qui avaient été converties en bassins à crevettes et à d'autres usages que celles où les mangroves étaient restées intactes (Fondation pour la justice environnementale, 2006) et que, dans l'ensemble, plus les zones de mangrove étaient épaisses, plus elles protégeaient l'activité économique (Hochard et al., 2019). Bien que dans une moindre mesure, les récifs coralliens, les herbiers marins et autres écosystèmes côtiers végétalisés peuvent également avoir un impact significatif en dissipant l'action des vagues et en offrant une protection du littoral (Spalding et al., 2014) à condition qu'ils soient eux-mêmes en bonne santé.

1.3. Services de soutien des écosystèmes marins et côtiers

La photosynthèse qui se produit dans les écosystèmes marins et côtiers permet la conversion de l'énergie solaire pour les plantes

² Ne sont pas inclus les mammifères aquatiques, les crocodiles et les espèces apparentées, les algues marines et autres plantes aquatiques.

et animaux et le maintien de la productivité primaire nette des écosystèmes. Les écosystèmes côtiers jouent un rôle clé dans le maintien de la biodiversité et des habitats de reproduction et des zones d'alevinage des espèces aquatiques. Les niches écologiques et les refuges pour les animaux et les plantes sauvages qu'elles offrent soutiennent directement les services d'approvisionnement des écosystèmes marins et côtiers. Par exemple, on estime que les herbiers marins de la Méditerranée contribuent pour 30 % à 40 % de la valeur des débarquements des pêches commerciales et à environ 29 % des dépenses des pêcheries récréatives (Jackson et al., 2015). Les écosystèmes côtiers agissent également comme des puits de pollution, permettent le stockage et le recyclage des nutriments et appuient le cycle de l'eau.

1.4. Services culturels et autres avantages sociaux des écosystèmes marins et côtiers

Les services esthétiques, culturels, religieux et spirituels de l'océan (services culturels) englobent un large éventail de pratiques. Ces services sont essentiels à la création et au maintien du capital social, de l'éducation, de l'identité culturelle et des traditions (capital humain et social). Dans le monde entier, de nombreuses croyances et rituels sont riches de références à la mer. La recherche sur les services culturels des écosystèmes marins et côtiers est cependant encore limitée (Garcia Rodrigues et al., 2017; Blythe et al., 2020; Diaz et al., 2018).

Certaines pratiques culturelles reposent largement sur l'utilisation traditionnelle de l'océan (notamment les méthodes de construction des bateaux ou de récolte des coquillages, et les pièges à poissons en pierre que l'on trouve sur la côte de l'Asie du Sud-Est, en Australie et dans les îles du Pacifique). La diversité et la sophistication technologique de ces structures témoignent du savoir traditionnel autochtone concernant l'océan et ses ressources (Jeffery, 2013; Rowland et Ulm, 2011). Les embarcations traditionnelles comme la pirogue hawaïenne *Hokule'a* constituent une plateforme active

pour la restauration et le maintien de la navigation sans instruments et de l'identité culturelle du Pacifique. De nombreuses autres pirogues ont été construites dans le Pacifique et, dans de nombreuses régions, la maîtrise de la navigation traditionnelle a été préservée. Les courses de Fautasi à Samoa et les courses de bateaux-dragons en Chine associent d'une part, histoire et traditions culturelles et, d'autre part, santé, forme physique et compétition. Les êtres humains ont depuis longtemps intégré les activités liées à l'eau comme des composantes habituelles ou essentielles de leur vie. Parmi les autres activités maritimes non consommables on peut citer la natation, la plongée, le kayak, le surf, la voile et l'observation de la faune.

Enfin, pour de nombreuses communautés autochtones, la pêche et le partage des poissons figurent au nombre des éléments essentiels des modes de subsistance traditionnels, lesquels favorisent la cohésion et l'identité socioculturelles ainsi que les pratiques cérémonielles et culturelles qui y sont liées (Loring et al., 2019; Leong et al., 2020).

D'autres activités culturelles reposent sur des façons de réagir face à l'océan (par exemple, des danses pour rendre hommage à l'océan ou des pratiques religieuses pour se protéger contre les dangers en mer). Ces pratiques représentent parfois une grande partie du patrimoine culturel d'un peuple. À titre d'exemple, on peut citer le rôle de la chasse à la baleine pour les peuples autochtones du littoral occidental du Canada et des États-Unis d'Amérique, tel que discuté dans la première Évaluation mondiale de l'océan. Dans l'État de Washington, aux États-Unis, une tribu, les Makahs, demande depuis 2005 une autorisation spéciale pour reprendre partiellement la chasse à la baleine. En novembre 2019, une audience a été organisée pour examiner la demande de la tribu et, en février 2020, une évaluation révisée de l'impact environnemental a été publiée. Les Makahs craignent que, sans autorisation spéciale, cet élément particulier de leur culture ne soit qu'un vestige du passé (National Oceanic and Atmospheric Administration des États-Unis, 2015; 2020).

Le patrimoine fait également partie des services culturels fournis par l'océan et comporte des bénéfices sociaux et économiques importants, bien que souvent non quantifiés (Firth, 2015). La nature iconique du patrimoine culturel subaquatique, comme les épaves historiques, permet de recueillir des informations archéologiques et historiques, révélant des aspects uniques de la navigation et du comportement passé de l'homme, à partager par le truchement des musées, de documentaires et de recherches publiques. Les épaves peuvent également fournir des informations précieuses sur les contextes socioculturels, historiques, économiques et politiques à diverses échelles de référence (locale, régionale ou mondiale), avec la date de construction du navire (par exemple, la conception de la coque, le gréement, les matériaux utilisés ou la destination) et la cause de sa disparition éventuelle en mer (par exemple, guerre, piraterie, corsaires, abandon intentionnel ou événements météorologiques naturels) (Gould, 1983). Les vestiges de paysages préhistoriques et historiques submergés par l'évolution du niveau de la mer et la destruction continue de sites côtiers majeurs par l'exposition et l'érosion sont essentiels en ce qu'ils nous rappellent les changements climatiques survenus dans le passé de l'humanité et l'impact de la crise climatique actuelle (Harkin et al., 2020).

Le tourisme de plongée sur des épaves participe à l'industrie de la plongée récréative. Les services visant à commémorer les pertes de navires, comme les cérémonies de dépôt de couronnes sur les sites de navires de guerre engloutis, sont l'expression du lien profond avec les sacrifices en mer. La diversité des services culturels découlant des épaves et autres structures historiques en mer est complétée par le rôle que le patrimoine culturel subaquatique peut jouer en tant que récif artificiel, fournissant

des habitats majeurs pour la conservation de la nature, la pêche récréative et la pêche commerciale, par exemple (Firth, 2018).

Enfin, l'océan suscite un sentiment d'appartenance chez ceux qui l'observent. Le sentiment d'ouverture et d'exposition aux éléments peut être très intense pour celles et ceux qui vivent au bord de la mer ou qui s'y rendent en tant que touristes. Comme nous l'avons vu au chapitre 8B sur la santé humaine et l'océan, il est de plus en plus évident que le sentiment d'ouverture engendré par l'océan peut améliorer la santé humaine. L'océan est également une source d'inspiration importante pour les artistes, les compositeurs et les écrivains, reflétant souvent des aspects de la société importants d'un point de vue économique. Certaines études révèlent le profond attachement émotionnel de la population à l'environnement marin [par exemple, la mer Noire dans Fletcher et al., (2014) et la mer du Nord dans Gee et Burkhard (2010)], ainsi que la nécessité de maintenir cette relation pour préserver à la fois la nature et la culture (Fletcher et al., 2014). Toutefois, malgré les progrès réalisés à ce jour, la recherche et la gestion marines ont jusqu'à récemment largement négligé le rôle crucial du sentiment d'appartenance, notamment la manière dont il influence le succès et l'efficacité des interventions de gestion (Van Putten et al., 2018; Hernandez et al., 2007).

Les possibilités de création de revenus et d'emplois, d'éducation et de loisirs, ainsi que d'informations et d'inspirations scientifiques et artistiques font également partie de la palette d'avantages sociaux que procurent les écosystèmes marins et côtiers et sur lesquels repose directement et indirectement le bien-être des populations, quelle que soit leur distance par rapport au rivage.

2. Les bénéfices et leur répartition

Bien que certains bénéfices tirés de l'océan soient essentiels et assurent l'existence de la vie sur terre, notamment la production d'oxygène et l'absorption de dioxyde de carbone et de chaleur, la plupart des services sont liés à

des écosystèmes spécifiques ou à des composantes de ceux-ci et ne sont donc pas répartis de manière égale. En outre, tous les États n'ont pas la capacité de participer pleinement à la gestion de l'océan et de ses ressources et d'en

tirer profit. En effet, ils n'ont parfois pas accès à l'océan, à l'instar des États sans littoral, ou n'ont pas les moyens financiers de développer des industries maritimes, à l'image de nombreux pays en développement. Certains États n'ont pas la capacité d'accéder aux zones ne relevant pas de la juridiction nationale ou même à des portions de leur propre zone économique exclusive. Par exemple, dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale, la collecte des ressources génétiques marines, leur séquençage et leur commercialisation potentielle sont actuellement le fait d'un petit nombre de pays seulement (Blasiak et al., 2018; 2019; Harden-Davies, 2019; Levin et Baker, 2019).

Les ressources vivantes, qui figurent parmi les principaux services d'approvisionnement, sont non seulement inégalement réparties, étant donné que les points sensibles de la productivité sont concentrés dans les zones de remontée d'eau du monde (Kämpf et Chapman, 2016), mais une très grande partie de la pêche de capture est effectuée par un nombre relativement restreint de navires de pêche provenant de quelques États. En 2016, les navires de 25 États ont réalisé 42 % des prises mondiales (FAO, 2018). Ainsi, les bénéficiaires ne vont pas nécessairement aux pays de la zone économique exclusive dans laquelle les poissons sont pêchés. McCauley et al. (2018) ont constaté que les navires battant pavillon de pays à revenu plus élevé, par exemple, sont respectivement responsables de 97 % et de 78 % de la pêche industrielle traçable en haute mer et dans les eaux nationales des pays à faible revenu.

Les évaluations économiques des avantages culturels découlant des services écosystémiques sont de plus en plus souvent réalisées en appliquant des méthodes d'évaluation environnementale à des usages récréatifs telles que le tourisme, la pêche récréative en mer, l'observation des baleines et la contemplation des paysages marins (Hanley et al., 2015; Aanesen et al., 2015; Spalding et al., 2017), ainsi qu'aux valeurs de non-usage (c'est-à-dire

les valeurs d'existence et de transmission) des récifs coralliens et d'autres formes de biodiversité marine (Aanesen et al., 2015; Navrud et al., 2017). Le tourisme est particulièrement tributaire de certaines caractéristiques spécifiques telles que les récifs coralliens (Brander et al., 2007) et d'activités comme le tourisme de croisière, et se concentre dans certaines régions comme les Caraïbes et la Méditerranée, mais également, de plus en plus, dans les zones polaires (voir chap. 8A).

En créant l'Autorité internationale des fonds marins, les États Parties à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer se sont donné les moyens d'organiser et de contrôler les activités menées dans la Zone (c'est-à-dire toutes les activités d'exploration et d'exploitation des ressources minérales des fonds marins et de leur sous-sol au-delà des limites de la juridiction nationale) dans l'intérêt de l'humanité tout entière et pour assurer le partage équitable des avantages financiers et autres avantages économiques découlant des activités menées dans ladite Zone (voir l'article 140 de la Convention). Toutefois, outre les bénéfices économiques découlant de l'exploitation minière des grands fonds marins, les avantages liés au fait de laisser les écosystèmes intacts devraient également être considérés dans le contexte de l'article 140, intégrant ainsi la redistribution (solidarité internationale) à la préservation écologique (solidarité intergénérationnelle) (Tladi, 2015; Feichtner, 2019).

Des obligations spécifiques liées au partage des bénéfices ont également été intégrées à l'article 82 de la Convention, qui prévoit un système de contributions en espèces ou en nature par les États côtiers au titre de l'exploitation des ressources non biologiques du plateau continental au-delà de 200 milles marins. Ces paiements ou contributions doivent être effectués par l'intermédiaire de l'Autorité internationale des fonds marins pour être répartis entre les États parties à la Convention selon des critères équitables de partage (Spicer et McIsaac, 2016).

3. Désavantages pour les êtres humains

Dans son cadre conceptuel, la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques définit les contributions de l'environnement aux populations comme l'ensemble des contributions et avantages positifs (y compris les services écosystémiques), et des contributions négatives, pertes ou préjudices occasionnels que l'environnement apporte aux populations (Pascual et al., 2017). Les contributions négatives de l'environnement, qui dans certains domaines sont connues sous le nom de « disservices écosystémiques », commencent à être intégrées dans les évaluations des services écosystémiques (Campagne et al., 2018).

Les « disservices » ou désavantages écosystémiques sont des fonctions ou propriétés des écosystèmes qui sont désagréables ou causent des dommages, soit en réduisant les services des écosystèmes, soit en affectant directement les êtres humains (Lyytimäki, 2014; Shackleton et al., 2016). Les effets directs sur l'être humain sont, par exemple, causés par les inondations et les ondes de tempête, qui peuvent entraîner des pertes économiques dépassant 100 milliards de dollars par an (Kousky, 2014). Les dommages directement causés à l'être humain peuvent également

provenir de maladies transmises par les produits de la mer, principalement provoquées par des efflorescences algales nuisibles, telles que les différentes intoxications (amnésique, paralysante, diarrhéique et neurotoxique) par les fruits de mer ou la ciguatera, une intoxication liée à la consommation de poissons contaminés. Outre l'impact négatif sur le bien-être humain, les maladies entraînent également des pertes économiques dues aux frais d'hospitalisation et à la perte de productivité (Sanseverino et al., 2016). Les efflorescences algales nuisibles peuvent également entraîner des pertes en matière de pêche et de production aquacole. La sédimentation naturelle peut avoir des effets négatifs sur les activités humaines, y compris le transport maritime.

Bien qu'il ait été établi que l'environnement peut avoir des conséquences néfastes, l'augmentation du nombre de phénomènes de ce type et l'amplification de ces derniers sont, la plupart du temps, liées aux activités et aux pressions anthropiques. Par exemple, les inondations côtières affectent normalement les établissements humains mal répartis dans les zones côtières basses et vulnérables. De même, certaines efflorescences algales sont attribuables à des contaminants provenant des activités humaines.

4. Menaces pour les services écosystémiques océaniques

Les activités humaines affectent directement ou indirectement les services écosystémiques et peuvent donc réduire à néant ou presque les bénéfices qui en découleraient autrement. Ces menaces se traduisent par les pressions qui sont exposées en détails dans les chapitres 9 à 25. Les activités humaines dans le milieu marin étant appelées à s'intensifier à l'avenir, en particulier dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale, elles exerceront une pression croissante sur les ressources naturelles mais pourraient également menacer la biodiversité marine et donc les bénéfices que les populations tirent des services écosystémiques (Altwater et al., 2019). La façon dont les processus sociaux et écologiques interagissent pour

déterminer les avantages des écosystèmes marins est encore relativement mal comprise (Outeiro et al., 2017). Si le processus de coproduction peut permettre de maintenir les flux de services écosystémiques souhaitables, il peut également susciter des obstacles qui limitent les flux de services écosystémiques ou exacerbent les « disservices », ce qui entraîne des conséquences négatives sur le bien-être humain à différents niveaux (Pope et al., 2016). Ces conséquences, parmi lesquelles on peut distinguer des menaces liées à l'extraction (par exemple, la pêche, l'exploitation minière, l'exploration et l'extraction d'hydrocarbures au large des côtes, l'installation d'énergies renouvelables au large des côtes et l'exploitation

des mangroves) et des menaces non liées à l'extraction (par exemple, le réchauffement et l'acidification des océans, l'eutrophisation, la pollution et la destruction et la conversion des

habitats), interagissent en produisant fréquemment des effets combinés (McCauley et al., 2015; Sumaila et al., 2016; Simas et al., 2015; O'Hagan et al., 2015; Greaves et al., 2016).

5. Préserver les bénéfices des océans par la coopération régionale et internationale et une meilleure application du droit international, tel qu'énoncé dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer

5.1. Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, accords de mise en œuvre et instruments connexes

La Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, qui définit le cadre juridique dans lequel doivent s'inscrire toutes les activités menées dans les océans et les mers, est essentielle pour la conservation et l'utilisation durable de l'océan et de ses ressources et pour la sauvegarde des nombreux services écosystémiques que l'océan fournit, tant pour les générations actuelles que futures.

L'intégration des dimensions environnementales, sociales et économiques est au cœur de la Convention, qui instaure un équilibre subtil entre la nécessité de tirer parti des océans et de leurs ressources aux fins du développement économique et social et les impératifs de conservation et de gestion durable des ressources marines et de protection et de préservation du milieu marin. Elle fournit également un cadre pour la coopération internationale en matière de conservation et d'utilisation durable des océans et de leurs ressources, qui peut se faire par l'intermédiaire d'institutions intergouvernementales ou au niveau bilatéral entre États (Nations Unies, 2017b).

La Convention est un facteur de stabilité, de paix et de progrès et revêt une importance particulière dans un contexte international difficile. Elle fournit une base solide et les outils juridiques nécessaires pour traiter efficacement

les questions liées au développement durable et aux nouveaux défis qui se posent dans ce domaine. Le plein respect et la mise en œuvre de ses dispositions, en particulier l'obligation de protéger et de préserver le milieu marin et de coopérer, sont donc d'une importance capitale à cet égard.

L'approche intégrée de la gestion des océans énoncée dans la Convention est essentielle pour promouvoir le développement durable, les approches sectorielles et fragmentées manquant de cohérence et pouvant conduire à des solutions qui ne présentent qu'un intérêt limité pour la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources. Au niveau international, il importe que l'approche intégrée oriente le travail réglementaire et les activités de renforcement des capacités des organisations internationales dans le cadre de leurs compétences et que lesdites organisations répondent efficacement au besoin croissant de coordination et de coopération intersectorielle. Parallèlement, au niveau national, l'approche intégrée exige la mise en place d'un cadre juridique global pour les questions relatives aux océans et la création et l'amélioration de mécanismes institutionnels régissant la coopération entre les agences.

La Convention est, dans de nombreux domaines, complétée par des instruments plus spécifiques et sectoriels. Outre ses deux accords d'application, à savoir l'Accord de 1994 relatif à l'application de la Partie XI de la Convention³ et l'Accord de 1995 aux fins de l'application des dispositions de la Convention

³ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1836, n° 31364.

relatives à la conservation et à la gestion des stocks de poissons dont les déplacements s'effectuent tant à l'intérieur qu'au-delà de zones économiques exclusives (stocks chevauchants) et des stocks de poissons grands migrateurs⁴, plusieurs instruments juridiques internationaux aux niveaux mondial et régional régissent de nombreux aspects de l'utilisation des océans, notamment la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources.

Au nombre de ces instruments figurent des traités mondiaux relatifs à la gestion durable des pêches (notamment l'Accord de la FAO relatif aux mesures du ressort de l'État du port visant à prévenir, contrecarrer et éliminer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée de 2009), à la pollution par les navires, à la sécurité maritime, à la pollution atmosphérique, au rejet de substances dangereuses dans l'environnement, à la protection de certaines espèces ou de certains habitats, à la conservation et à l'utilisation durable de la biodiversité, aux conditions de travail des gens de mer, pêcheurs et autres travailleurs maritimes et à la protection du patrimoine culturel subaquatique. Plusieurs traités régionaux sont également inclus dans le cadre, notamment ceux qui établissent des organisations et des arrangements régionaux de gestion des pêches, ainsi que des conventions et des plans d'action sur les mers régionales. En outre, un certain nombre d'instruments juridiques non contraignants abordent également des questions pertinentes, notamment des directives techniques sur la pêche, telles que les Directives internationales sur la gestion de la pêche profonde en haute mer de la FAO, le Code de conduite pour une pêche responsable de la FAO et le guide de la Commission océanographique intergouvernementale intitulé *Planification de l'espace marin : une approche par étapes de la gestion écosystémique*. Bien que les lignes directrices soient universelles, elles mettent en lumière les meilleures pratiques et

les spécificités régionales et, par conséquent, soutiennent chaque pays dans la mise en œuvre des programmes océaniques mondiaux. Les composantes d'un système de travail pour la gestion mondiale des océans sont également soutenues par des mécanismes non contraignants qui fournissent des orientations pour l'action internationale, comme la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement⁵ et le Programme de développement durable à l'horizon 2030⁶ et ses objectifs de développement durable, en particulier l'objectif n° 14 sur la vie aquatique.

La conservation efficace et l'utilisation durable de l'océan et de ses ressources ne pourront devenir réalité que moyennant l'application complète et efficace de ce corpus de droit international. Les actions et les efforts devraient être principalement axés sur les lacunes en matière d'exécution. La mise en œuvre d'un tel cadre juridique complet pose un défi à tous les États, en particulier aux pays en développement. De nombreux petits États insulaires en développement et pays parmi les moins avancés ne disposent pas des connaissances détaillées et de la main-d'œuvre qualifiée nécessaires à la gestion des océans, notamment en raison de leurs ressources et capacités limitées par rapport aux vastes zones océaniques relevant de leur juridiction. Les capacités et les technologies de planification et de gestion des activités terrestres ayant des incidences sur les environnements côtiers et marins, ainsi que des activités qui se déroulent dans ces environnements, permettront de maximiser les avantages économiques d'une manière écologiquement durable.

Il a été noté dans la première Évaluation que le renforcement des capacités, le partage des connaissances scientifiques et le transfert de technologie marine, en tenant compte des Critères et principes directeurs de la Commission océanographique intergouvernementale concernant le transfert de techniques marines, permettraient aux États de participer

⁴ Ibid., vol. 2167, n° 37924.

⁵ Rapport de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement, Rio de Janeiro, 3-14 juin 1992, vol. I, *Résolutions adoptées par la Conférence* (publication de l'Organisation des Nations Unies, numéro de vente : F.93.I.8 et rectificatif), résolution 1, annexe I.

⁶ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

pleinement à la conservation et à l'utilisation durable de l'océan et de ses ressources et d'en tirer profit, et leur donneraient les moyens remplir leurs obligations (Nations Unies, 2017a).

La situation n'a pas réellement évolué depuis lors. Les capacités humaines, institutionnelles et systémiques, ainsi que le financement, restent les principaux facteurs limitants, en particulier pour les pays en développement. Le manque de ressources, notamment financières, reste une contrainte importante pour la protection et la préservation du milieu marin et la recherche scientifique marine, tandis que les contraintes technologiques sont souvent un obstacle à l'application efficace des obligations faites aux États (Nations Unies, 2017b; voir également chap. 27).

Des lacunes existent également en ce qui concerne le champ d'application matériel ou géographique des instruments pertinents. Par exemple, si certains aspects des débris marins, des plastiques et des microplastiques sont abordés par des instruments mondiaux, régionaux et nationaux, aucun d'entre eux, à l'exception de certains plans d'action régionaux sur les déchets marins et de mesures sectorielles spécifiques, comme l'annexe V de la Convention internationale de 1973 pour la prévention de la pollution par les navires, n'est spécifiquement consacré à ces questions. Dans le même temps, bien que les instruments régionaux relatifs à la mise en œuvre de certains aspects de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et de l'Accord sur les stocks de poissons (Nations Unies, 2017b) abordent largement lesdits aspects, certaines lacunes subsistent.

L'application de mesures de gestion efficaces dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale se heurte à des difficultés spécifiques, principalement en raison d'un manque de coordination intersectorielle, mais aussi de lacunes réglementaires (Altvater et al., 2019; voir aussi le chapitre 27). Ces questions sont examinées à l'Organisation des Nations Unies, dans le cadre des négociations intergouvernementales sur l'élaboration d'un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale.

L'objectif de développement durable n° 14 peut être un moteur puissant du renforcement de la gouvernance des océans et de la cohérence des politiques, tout en donnant une impulsion à l'application du principe de responsabilité collective mondiale à l'égard des océans, dans le cadre du Programme 2030. Dans la cible 14.c, les États se sont engagés à « améliorer la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources en application des dispositions du droit international », énoncées dans la Convention⁷. Pour accélérer la mise en œuvre de cette cible, il conviendra tout particulièrement d'accroître la participation aux instruments internationaux et de surmonter les difficultés de mise en œuvre, y compris les contraintes en matière de ressources et de capacités, de renforcer la coopération, la coordination et le partage de l'information intersectoriels à tous les niveaux et d'élaborer de nouveaux instruments pour faire face aux nouveaux défis dans les meilleurs délais (Nations Unies, 2019).

⁷ Voir la résolution 71/313 de l'Assemblée générale, annexe. Dans l'indicateur de suivi des progrès accomplis eu égard à la cible 14.c, l'indicateur 14.c.1, l'Assemblée a demandé que soit mesuré le nombre de pays progressant dans la ratification, l'acceptation et la mise en œuvre, au moyen de cadres juridiques, opérationnels et institutionnels, des instruments relatifs aux océans visant à donner effet aux dispositions du droit international énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer qui concernent la conservation et de l'utilisation durable des océans et de leurs ressources ». Récemment, une nouvelle méthodologie visant à mesurer ces progrès a été mise au point. Les données qui seront collectées selon la méthodologie approuvée fourniront, pour la première fois, un état des lieux actuel de la mise en œuvre de la Convention et de ses accords d'application en ce qui concerne la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources. Voir aussi Division des affaires maritimes et du droit de la mer, Note d'information : élaboration d'une méthodologie pour l'indicateur de l'objectif de développement durable 14.c.1, 4 octobre 2019.

5.2. Troisième accord de mise en œuvre de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale, actuellement à l'étude

Au nombre des efforts visant à renforcer le cadre juridique international par l'élaboration de nouveaux instruments figurent notamment la Conférence intergouvernementale convoquée par l'Assemblée générale pour élaborer le texte d'un instrument international juridiquement contraignant portant sur la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale. Plus précisément, après dix ans de travail dans le cadre d'un groupe de travail et d'un Comité préparatoire, l'Assemblée a décidé dans sa résolution 72/249 du 24 décembre 2017 de convoquer, sous les auspices des Nations Unies, une conférence intergouvernementale chargée d'examiner les recommandations du Comité préparatoire établi par sa résolution 69/292 du 19 juin 2015 sur les éléments de texte et d'élaborer le texte

d'un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale, le but étant que l'instrument soit élaboré dans les plus brefs délais.

La conférence a organisé trois sessions de fond de 2018 à avril 2020 pour examiner l'ensemble des questions retenues en 2011, à savoir la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale, en particulier, prises conjointement et dans leur ensemble, les questions concernant les ressources génétiques marines, y compris celles liées au partage des avantages, les mesures telles que les outils de gestion par zone, y compris les aires marines protégées, les études d'impact sur l'environnement ainsi que le renforcement des capacités et le transfert de techniques marines. Les négociations se situent à un tournant décisif. Malheureusement, conformément à la décision 74/543 de l'Assemblée générale du 11 mars 2020, la quatrième session, initialement prévue en mars et avril 2020, a été reportée en raison de la pandémie de COVID-19.

Références

- Aanesen, M., and others (2015). Willingness to pay for unfamiliar public goods: preserving cold-water corals in Norway. *Ecological Economics*, vol. 112, pp. 53–67.
- Altwater, Susanne, and others (2019). The need for marine spatial planning in areas beyond national jurisdiction. In *Maritime Spatial Planning: Past, Present, Future*, Jacek Zaucha and Kira Gee, eds., pp. 397–415. Cham, Switzerland: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-98696-8_17.
- Barbier, Edward B. (2017). Marine ecosystem services. *Current Biology*, vol. 27, No. 11, pp. R507–R510. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.03.020>.
- Blasiak, Robert, and others (2018). Corporate control and global governance of marine genetic resources. *Science Advances*, vol. 4, No. 6. doi: 10.1126/sciadv.aar5237.
- Blasiak, Robert, and others (2019). Scientists should disclose origin in marine gene patents. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 34, No. 5, pp. 392–395.
- Blythe, J., and others (2020). Frontiers in coastal well-being and ecosystem services research: a systematic review. *Ocean and Coastal Management*, vol. 185, p. 105028. www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964569119304703.
- Brander, L., and others (2007). The recreational value of coral reefs: a meta-analysis. *Ecological Economics*, vol. 63, No. 1, pp. 209–218.

- Campagne, Carole Sylvie, and others (2018). Looking into Pandora's box: ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. *Ecosystem Services*, vol. 30, pp. 126–136.
- Diaz, Sandra, and others (2018). Assessing nature's contributions to people: recognizing culture, and diverse sources of knowledge, can improve assessments. *Science*, vol. 359, No. 6373.
- Environmental Justice Foundation (2006). *Mangroves: Nature's Defence against Tsunamis: A Report on the Impact of Mangrove Loss and Shrimp Farm Development on Coastal Defences*. London: Environmental Justice Foundation.
- Feichtner, Isabel (2019). Sharing the riches of the sea: the redistributive and fiscal dimension of deep seabed exploitation. *European Journal of International Law*, vol. 30, No. 2, pp. 601–633.
- Firth, Antony (2015). *The Social and Economic Benefits of Marine and Maritime Cultural Heritage*. London: Fjodr Ltd., for the Honor Frost Foundation. ISBN 978-0-9933832-1-2.
- _____ (2018). *Managing Shipwrecks*. London: Honor Frost Foundation. ISBN 978-0-9933832-3-6.
- Fletcher, Ruth, and others (2014). Revealing marine cultural ecosystem services in the Black Sea. *Marine Policy*, vol. 50, pp. 151–161.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome.
- Garcia Rodrigues, João, and others (2017). Marine and coastal cultural ecosystem services: knowledge gaps and research priorities. *One Ecosystem*, vol. 2, p. e12290. <https://doi.org/10.3897/oneeco.2.e12290>.
- Gee, Kira, and Benjamin Burkhard (2010). Cultural ecosystem services in the context of offshore wind farming: a case study from the west coast of Schleswig-Holstein. *Ecological Complexity*, vol. 7, No. 3, pp. 349–358.
- Gould, Richard A. (1983). Looking below the surface: shipwreck archaeology as anthropology. In *Shipwreck Anthropology*, pp. 3–22.
- Greaves, D., and others (2016). Environmental impact assessment: gathering experience at wave energy test centres in Europe. *International Journal for Marine Energy*, <http://doi.org/10.1016/j.ijome.2016.02.003>.
- Hanley, N., and others (2015). Economic valuation of marine and coastal ecosystems: is it currently fit for purpose? *Journal of Ocean and Coastal Economics*, vol. 2, No. 1, art. 1. <https://doi.org/10.15351/2373-8456.1014>.
- Harden-Davies, Harriet R. (2019). Research for regions: strengthening marine technology transfer for Pacific Island countries and biodiversity beyond national jurisdiction. In *Conserving Biodiversity in Areas beyond National Jurisdiction*, David Freestone, ed., pp. 298–323. Leiden, The Netherlands: Brill-Nijhoff.
- Harkin, K., and others (2020). Impacts of climate change on cultural heritage. *Marine Climate Change Impacts Partnership Science Review*, vol. 16, pp. 24–39.
- Hernandez B., and others (2007). Place attachment and place identity in natives and non-natives. *Journal of Environmental Psychology*, vol. 27, pp. 310–319.
- Hochard, Jacob P., and others (2019). Mangroves shelter coastal economic activity from cyclones. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 116, No. 25, pp. 12232–12237.
- Jackson, Emma L., and others (2015). Use of a seagrass residency index to apportion commercial fishery landing values and recreation fisheries expenditure to seagrass habitat service. *Conservation Biology*, vol. 29, No. 3, pp. 899–909. <https://doi.org/10.1111/cobi.12436>.
- Jeffery, Bill (2013). Reviving community spirit: furthering the sustainable, historical and economic role of fish weirs and traps. *Journal of Maritime Archaeology*, vol. 8, No. 1, pp. 29–57.
- _____ (2019). Global observing needs in the deep ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 241.
- Kämpf, J., and P. Chapman (2016). *Upwelling Systems of the World: A Scientific Journey to the Most Productive Marine Ecosystems*. Cham, Switzerland: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-42524-5>.

- Kousky, Carolyn (2014). Informing climate adaptation: a review of the economic costs of natural disasters. *Energy Economics*, vol. 46, No. C, pp. 576–592.
- Leong, K.M., and others (2020). Beyond Recreation: When Fishing Motivations Are More than Sport or Pleasure. NOAA Administrative Report, No. H-20-05. <https://doi.org/10.25923/k5hk-x319>.
- Levin, L.A., and Maria Baker (2019). Grand challenge from the deep: opinion. *Ecomagazine*.
- Loring, P.A., and others (2019). Fish and food security in small-scale fisheries. In *Transdisciplinarity for Small-Scale Fisheries Governance*, pp. 55–73. Springer. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-94938-3_4.
- Lyytimäki, Jari (2014). Bad nature: newspaper representations of ecosystem disservices. *Urban Forestry and Urban Greening*, vol. 13, No. 3, pp. 418–424.
- McCauley, Douglas J., and others (2015). Marine defaunation: animal loss in the global ocean. *Science*, vol. 347, No. 6219, p. 1255641.
- McCauley, Douglas J., and others (2018). Wealthy countries dominate industrial fishing. *Science Advances*, vol. 4, No. 8, <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2161>.
- Mehvar, Seyedabdolhossein, and others (2018). Quantifying economic value of coastal ecosystem services: a review. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 6, No. 1, p. 5.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.
- Mohammed, Essam Yassin (2012). *Payments for Coastal and Marine Ecosystem Services: Prospects and Principles*. London: International Institute for Environment and Development.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (2015). *Draft Environmental Impact Statement on the Mikah Tribe Request to Hunt Grey Whales*. Silver Spring, Maryland, United States of America: NOAA.
- _____ (2020). *Makah Tribal Whale Hunt*. www.fisheries.noaa.gov/west-coast/makah-tribal-whale-hunt-chronology.
- Navrud, S., and others (2017). Chapter 5: Valuing marine ecosystem services loss from oil spills for use in cost-benefit analysis of preventive measures, pp. 124–137. In *Handbook on the Economics and Management of Sustainable Oceans*, P. Nunes, and others, eds. Cheltenham, United Kingdom: Edward Elgar Publishing.
- O'Hagan, A.M., and others (2015). Wave energy in Europe: views on experiences and progress to date, *International Journal for Marine Energy*, <http://doi.org/10.1016/j.ijome.2015.09.001>.
- Outeiro, Luis, and others (2017). The role of non-natural capital in the co-production of marine ecosystem services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, vol. 13, No. 3, pp. 35–50.
- Pascual, Unai, and others (2017). Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 26, pp. 7–16.
- Pope, Kevin L., and others (2016). Fishing for ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, vol. 183, pp. 408–417.
- Rowland, Michael J., and Sean Ulm (2011). Indigenous fish traps and weirs of Queensland. *Queensland Archaeological Research*, vol. 14, pp. 1–58.
- Sanseverino, Isabella, and others (2016). *Algal Bloom and Its Economic Impact*. EUR 27905 EN. <http://doi.org/10.2788/660478>.
- Shackleton, Charlie M., and others (2016). Unpacking Pandora's box: understanding and categorising ecosystem disservices for environmental management and human wellbeing. *Ecosystems*, vol. 19, No. 4, pp. 587–600.
- Simas, T., and others (2014). Review of consenting processes for ocean energy in selected European Union member States, *International Journal for Marine Energy*, vol. 9, No. 2015, pp. 41–59.
- Spalding, Mark, and others (2014). The role of ecosystems in coastal protection: adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean and Coastal Management*, vol. 90, pp. 50–57.

- Spalding, Mark, and others (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, vol. 82, pp. 104–113.
- Spicer, W., and E. Mclsaac (2016). *A Study of Key Terms in Article 82 of the United Nations Convention on the Law of the Sea*, International Seabed Authority technical study, No. 5.
- Sumaila, U. Rashid, and others (2016). Fishing for the future: an overview of challenges and opportunities. *Marine Policy*, vol. 69, pp. 173–180.
- Tladi, D. (2015). The Common Heritage of Mankind and the Proposed Treaty on Biodiversity in Areas beyond National Jurisdiction: The Choice between Pragmatism and Sustainability, *Yearbook of International Environmental Law*, vol. 25, No. 1, p. 113.
- United Nations (2017a). Chapter 23: Offshore mining industries. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press Cambridge.
- _____ (2017b). Concept Paper: Partnership Dialogue 7: Enhancing the Conservation and Sustainable Use of the Oceans and Their Resources by Implementing International Law as Reflected in the United Nations on the Law of the Sea. The Ocean Conference 2017. <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/14402Partnershipdialogue7.pdf>.
- _____ (2017c). The Ocean and Sustainable Development Goals under the 2030 Agenda for Sustainable Development. A Technical Abstract of the First Global Integrated Marine Assessment. New York.
- _____ (2019). Preparatory process of the 2020 United Nations Conference to Support the Implementation of Sustainable Development Goal 14: Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development. Note by the Secretary-General, A/74/630, 24 December 2019.
- Van Putten, I.E., and others (2018). A framework for incorporating sense of place into the management of marine systems. *Ecology and Society*, vol. 23, No. 4, pp. 42–65. www.jstor.org/stable/26796884?seq=1#metadata_info_tab_contents.
- Whitmarsh, David (2011). *Economic Management of Marine Living Resources: A Practical Introduction*. Routledge.

Annexes

Annexe I
Membres
des équipes
de rédaction
approuvés
initialement
par le Bureau

Chapitre 1

Maria João Bebianno, Hilconida Calumpong, Sanae Chiba, Karen Evans, Carlos Garcia-Soto, Osman Keh Kamara, Enrique Marschoff, Essam Yassin Mohammed, Henn Ojaveer, Chul Park, Ylenia Randrianarisoa, Renison Ruwa, Jörn Schmidt, Alan Simcock, Anastasia Strati, Joshua T. Tuhumwire, Ca Thanh Vu, Juying Wang et Tymon Zielinski (Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socio-économiques).

Chapitre 2

Maria João Bebianno, Hilconida Calumpong, Sanae Chiba, Karen Evans, Carlos Garcia-Soto, Osman Keh Kamara, Enrique Marschoff, Essam Yassin Mohammed, Henn Ojaveer, Chul Park, Ylenia Randrianarisoa, Renison Ruwa, Jörn Schmidt, Alan Simcock, Anastasia Strati, Joshua T. Tuhumwire, Ca Thanh Vu, Juying Wang et Tymon Zielinski (Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socio-économiques).

Chapitre 3

Bing Qiao (organisateur d'équipe), Carlos Francisco Andrade, Paulo Antunes Horta, Nene Bi Trace Boniface, Sanae Chiba (co-responsable d'équipe), Mohammad Zahedur Rahman Chowdhury, Antonio Di Natale, Karen Evans (co-responsable d'équipe), Carlos Garcia-Soto (co-responsable d'équipe), Enrique Marschoff (co-responsable d'équipe), Colin Moffat, Jocelyne Mpemba Kazadi, Henn Ojaveer, Renison Ruwa (responsable d'équipe), Jörn Schmidt (co-responsable d'équipe), Hoin-soude Segniagbeto, Sekou Tidiane Bangoura, Kedong Yin, Chang-Ik Zhang et Tymon Zielinski (co-responsable d'équipe).

Chapitre 4

Chang-Ik Zhang (organisateur d'équipe), Karen Evans (co-responsable d'équipe), Andrew F. Johnson, Osman Keh Kamara (co-responsable d'équipe), Ben S. Malayang, Renison Ruwa (responsable d'équipe), Jörn Schmidt (co-responsable d'équipe) et Thomas W. Therriault.

Chapitre 5

Carlos Garcia-Soto (organisateur et responsable d'équipe), Levke Caesar, Anny Cazenave, Lijing Cheng, Alicia Cheripka, Paul Durack, Karen Evans (co-responsable d'équipe), David Halpern, Libby Jewett, Sung Yong Kim, Guancheng Li, Ignatius Rigor, Sunke Schmidtko, Juying Wang (co-responsable d'équipe) et Tymon Zielinski (co-responsable d'équipe).

Chapitre 6

Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre).

Chapitre 6A

Thomas Malone (organisateur d'équipe), Maurizio Azzaro, Russell Hopcroft, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Kazuaki Tadokoro, Michael Thorndyke et Sinjae Yoo.

Chapitre 6B

Lis Lindal Jørgensen (organisatrice d'équipe), Christos Arvanitidis, Silvana N.R. Birchenough, Malcolm R. Clark, Igor Cristino Silva Cruz, Marina Cunha, Alan Deidun, Judith Gobin, Maruf Hossain, Ana C.M. de Jesus, Carmen Mifsud, Khac Bat Nguyen, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Rachel Przeslawski, Jake Rice, Lennert Schepers, Paul Snelgrove, Natalia Strelkova et Leen Vandepitte.

Chapitre 6C

Thomas J. Webb (organisateur d'équipe), Fernanda de Oliveira Lana, Maria José Juan-Jordá, Hiroyuki Motomura, Francisco Navarrete-Mier, Khac Bat Nguyen, Henn Ojaveer (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Hazel Oxenford, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Clive Roberts, V.N. Sanjeevan, Mudjekeewis D. Santos, Tracey Sutton, Michael Thorndyke et Burcu Bilgin Topcu.

Chapitre 6D

David Lusseau (organisateur d'équipe), Luciano Dalla Rosa, Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Iryna Makarenko, André Silva Barreto, Mette Skern-Mauritzen, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre) et Marta Soeffker.

Chapitre 6E

Qamar Schuyler (organisatrice d'équipe), Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Maximillian Hirschfeld, Carmen Mifsud, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Gabriel Hoinsoude Segniagbeto, André Silva Barreto et Vinay Udyawer.

Chapitre 6F

Martin Cryer (organisateur d'équipe), Igor Debbski, Maria Dias, Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Carolina Hazin, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Cleo Small, Graeme Taylor et Ross McLeod Wanless.

Chapitre 6G

Hilconida Calumpong (coorganisatrice et coresponsable d'équipe), Hugh Kirkman (coorganisateur d'équipe), Nair Sumie Yokoya (coorganisatrice d'équipe), Paula Bontempi, Sanae Chiba (coresponsable d'équipe), Phillip Da Silva, Jason M. Hall-Spencer, Honghui Huang, Carmen Mifsud, Nahid Abdel Rahim Osman, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Franciane Pellizzari, Elizabeth Sinclair, Mario Soares, John A. West et Isabel Sousa Pinto.

Chapitre 7

Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre).

Chapitre 7A

Julia Sigwart (organisatrice d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Ronaldo Christofolletti, Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Judith Gobin et Patricia Miloslavich.

Chapitre 7B

Ronaldo Christofolletti (coorganisateur d'équipe), Judith Gobin (coorganisatrice d'équipe), Mohammed Abdallah, Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Frédéric Guichard, Fahad Ibrahim, Sergiy Medinets, Anna Metaxas, José Souto Rosa Filho, Evangelina Schwindt, Julia Sigwart et Nicole Webster.

Chapitre 7C

Colin D. Woodroffe (organisateur d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Fernanda de Oliveira Lana, Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), David Obura et Arthur P. Webb.

Chapitre 7D

Ian Butler (organisateur d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Hazel Oxenford, Kemraj Parsram, Alex Rogers, Raquel Silva Peixoto et Hiroya Yamano.

Chapitre 7E

Erik Cordes (organisateur d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Malcolm R. Clark, Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Sebastian Hennige et Georgios Kazanidis.

Chapitre 7F

Colin D. Woodroffe (organisateur d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Ronaldo Christofolletti, Dana E. Hunt, José H. Muelbert, Pablo Muniz, Bing Qiao, Moriaki Yasuhara et Tymon Zielinski (responsable d'équipe pour le sous-chapitre).

Chapitre 7G

Hugh Kirkman (organisateur d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Sanae Chiba (coresponsable d'équipe), Kiho Kim, Paul Lavery, Nahid Abdel Rahim Osman, Elizabeth Sinclair et Konstantinos Topouzelis.

Chapitre 7H

José Souto Rosa Filho (organisateur d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Sanae Chiba (coresponsable d'équipe), Mohammad Zahedur Rahman Chowdhury, Phillip Da Silva, Seon Hamer, Nahid Abdel Rahim Osman, Mario Soares et Colin D. Woodroffe.

Chapitre 7I

Judith S. Weis (organisatrice d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Oscar O. Iribarne, Luis M. Pinheiro, Katherine E.A. Segarra et Alan Simcock (responsable d'équipe pour le sous-chapitre).

Chapitre 7J

Lisa A. Levin (organisatrice d'équipe), Peter Auster, Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Malcolm R. Clark, Jason M. Hall-Spencer, Russell Hopcroft, Jeroen Ingels, Anna Metaxas, J. Murray Roberts, Bhavani E. Narayanaswamy, Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe pour le sous-chapitre) et Moriaki Yasuhara.

Chapitre 7K

Grant R. Bigg (organisateur d'équipe), Maurizio Azzaro, Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Huw Griffiths et Moriaki Yasuhara.

Chapitre 7L

Malcolm R. Clark (organisateur d'équipe), Angelo F. Bernardino, Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Jason M. Hall-Spencer, J. Murray Roberts, Bhavani E. Narayanaswamy, Paul Snelgrove et Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe pour le sous-chapitre).

Chapitre 7M

Jeroen Ingels (organisateur d'équipe), Diva Amon, Angelo F. Bernardino, Punyasloke Bhadury, Holly Bik, Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Malcolm R. Clark, Thomas Dahlgren, Daniel O.B. Jones, Craig McClain, Clifton Nunnally, Paul Snelgrove, Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe pour le sous-chapitre) et Moriaki Yasuhara.

Chapitre 7N

Peter Croot (organisateur d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Fernanda de Oliveira Lana, Osman Keh Kamara (coresponsable d'équipe), Joseph Montoya, Tracey T. Sutton, Michael Vecchione et Tymon Zielinski (coresponsable d'équipe).

Chapitre 7O

Ana Colaço (organisatrice d'équipe), Angelika Brandt, Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Ana Hilario, Tomo Kitahashi, Nuno Lourenço, Bhavani E. Narayanaswamy, Imants George Priede, Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Michael Vecchione et Hiromi Watanabe.

Chapitre 7P

Nadine Le Bris (organisatrice d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Sanae Chiba (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Ana Colaço, Elva Escobar, Anna Metaxas, Paraskevi Nomikou, Julia Sigwart, Verena Tunnicliffe et Hiromi Watanabe.

Chapitre 7Q

Howard S.J. Roe (organisateur d'équipe), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), David Freestone, Laurence Kell, Brian E. Luckhurst, Chul Park (coresponsable d'équipe) et Tammy Warren.

Chapitre 8A

Alan Simcock (organisateur et responsable d'équipe pour le chapitre), Austin Becker, Marcelo Bertellotti, Joan Bondareff, Robert Boysen, Anthony Charles, Leandra Gonçalves, Miguel Iñiguez, Osman Keh Kamara (coresponsable d'équipe), Paula Keener, Jenna Lamphere, Candace May, Angeliki N. Menegaki, Ishmael Mensah, Essam Yassin Mohammed (coresponsable d'équipe), Tanya O'Gara, Christina Pita, Jean Edmond Randrianantenaina, Maria Sahib, Regina Salvador, Anastasia Strati (coresponsable d'équipe), Jean-Claude Tibe et Gregory Wetterau.

Chapitre 8B

Michael Moore (organisateur d'équipe), Martin Edwards, Bella S. Galil, Osman Keh Kamara (coresponsable d'équipe), Essam Yassin Mohammed (coresponsable d'équipe), Alan Simcock (responsable d'équipe), Anastasia Strati (coresponsable d'équipe) et Dick Vethaak.

Chapitre 9

Carlos Garcia-Soto (organisateur et responsable d'équipe), Denise Breitburg, Monica Campillos, Patricia Castillo-Briceno, Sanae Chiba (coresponsable d'équipe), Matthew Collins, Ganix Esnaola, Karen Evans (coresponsable d'équipe), Louise B. Firth, Thomas Frölicher, Jason M. Hall-Spencer, David Halpern, Karen L. Hunter, Gabriel Ibarra, Sung-Yong Kim, Roxy M. Koll, Kathleen McInnes, Jon Saenz, Ca Thanh Vu (coresponsable d'équipe), Bess Ward et Tymon Zielinski (coresponsable d'équipe).

Chapitre 10

Thomas Malone (organisateur d'équipe), Archis Ambulker, Maria João Bebianno (coresponsable d'équipe), Paula Bontempi, Michael Krom, Harri Kuosa, Joseph Montoya, Alice Newton, Yapo Ossey, João Sarkis Yunes, Walker Smith, Lars Sonesten, Georgios Sylaios, Juying Wang (responsable d'équipe) et Kedong Yin.

Chapitre 11

Ralf Ebinghous (organisateur d'équipe : produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle), Bjørn Einar Grøsvik (organisateur d'équipe : hydrocarbures), Ida-Maja Hassellöv (organisatrice d'équipe : navires), Colin F. Moffat (organisateur d'équipe : polluants organiques persistants), Alan Simcock (organisateur d'équipe : radioactivité; et coresponsable d'équipe), Lars Sonesten (organisateur d'équipe : apports atmosphériques), Penny Vlahos (organisatrice d'équipe : métaux), Eric P. Achterberg, Babajide Alo, Robin Anderson, Carlos Francisco Andrade, Michael Angelidis, Maria João Bebianno (responsable d'équipe), Arsonina Bera, Nene Bi Trace Boniface, Miguel Caetano, Isabel Natalia Garcia Arevalo, Kissao Gnandi, Julio Esteban Guerra Massón, Gi Hoon Hong, Suk Hyun Kim, Rainer Lohmann, Kida Rose Ninsemon, Jae Ryoung Oh, Bing Qiao, Monika Stankiewicz, Joshua T. Tuhumwire (coresponsable d'équipe), Juying Wang (coresponsable d'équipe) et Judith Weis.

Chapitre 12

François Galgani (organisateur d'équipe : déchets marins), Aleke Stöfen-O'Brien (organisatrice d'équipe : immersion dans la mer), Archis Ambulker, Maurizio Azzaro, Maria João Bebianno (responsable d'équipe), Arsonina Bera, Joan Bondareff, Alan Deidun, Fernanda de Oliveira Lana, Huw Griffiths, Bjørn Einar Grøsvik, Martin Hassellöv, Christos Ioakeimidis, Jenna Jambeck, Ahmed M. Kawser, Paula Keener, Iryna Makarenko, Chelsea Rochman, Qamar Schuyler, Paula Sobral, Konstantinos Topouzelis, Joshua T. Tuhumwire (coresponsable d'équipe), Dick Vethaak, Ca Thanh Vu (coresponsable d'équipe), Penny Vlahos, Juying Wang (coresponsable d'équipe) et Judith Weis.

Chapitre 13

Ca Thanh Vu (organisateur et responsable d'équipe), Paulette Bynoe, Trang Minh Duong, Matt Eliot, Frank Hall, Sylvain Monde, Tuan Le Nguyen, Roshanka Ranasinghe, Matthieu de Schipper et Joshua T. Tuhumwire (coresponsable d'équipe).

Chapitre 14

Ca Thanh Vu (organisateur et responsable d'équipe), Matchonnawe Hubert Bakai, Sam Bentley, Nene Bi Trace Boniface, Lionel Carter, Catherine Creese, Robert Dapa, Hugo Mason Fiallos, Regina Folorunsho, Gheorghe Ftadeev-Brat, Alan Simcock (coresponsable d'équipe) et Alix Willemez.

Chapitre 15

Porter Hoagland (organisateur d'équipe), Megan Bailey, Lena Bergström, Alida Bundy, Fernanda de Oliveira Lana, Karen Evans (coresponsable d'équipe), Manuel Hidalgo, Andrew Johnson, Melina Kourantidou, Hector Lozano-Montes, Enrique Marschoff (responsable d'équipe), Essam Yassin Mohammed (coresponsable d'équipe), Henn Ojaveer (coresponsable d'équipe), Franklin Ormaza-Gonzalez, Imants George Priede, Ylenia Randrianisoa (coresponsable d'équipe), Jörn Schmidt (coresponsable d'équipe), Zacharie Sohou, Burcu Bilgin Topçu, Lynn Waterhouse et Chang-Ik Zhang.

Chapitre 16

Rohana Subasinghe (organisateur d'équipe), Pedro Barón, Malcolm Beveridge, Enrique Marschoff (responsable d'équipe), Doris Oliva et Renison Ruwa (coresponsable d'équipe).

Chapitre 17

Hilconida Calumpong (organisatrice et responsable d'équipe), Paula Bontempi, Adam Hughes, Franciane Pellizzari, Isabel Sousa Pinto, Renison Ruwa (coresponsable d'équipe), Jörn Schmidt (coresponsable d'équipe) et Noemí Solar-Bacho.

Chapitre 18

James R. Hein (coorganisateur d'équipe), Pedro Madureira (coorganisateur d'équipe), Maria João Bebianno (coresponsable d'équipe), Ana Colaço, Giorgio de la Torre, Paraskevi Nomikou, Luis M. Pinheiro, Richard Roth, Pradeep Singh,

Anastasia Strati (coresponsable d'équipe) et Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe).

Chapitre 19

Amardeep Dhanju (organisateur d'équipe), Arsonina Bera, Hans-Peter Damian, Robert Dapa, Giorgio de la Torre, Kacou Yeboue Seraphim, Alan Simcock (coresponsable d'équipe) et Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe).

Chapitre 20

Ana Širović (organisatrice d'équipe), Karen Evans (responsable d'équipe), Carlos Garcia-Soto (coresponsable d'équipe), John A. Hildebrand, Sérgio M. Jesus et James H. Miller.

Chapitre 21

Takvor Soukissian (organisateur d'équipe), Joan Bondareff, Valerie Cummins, Amardeep Dhanju, Carlos Garcia-Soto (coresponsable d'équipe), Lars Golmen, Osman Keh Kamara (coresponsable d'équipe), Jimmy Murphy, Eric Mwangi Njoroge, Anastasia Strati (responsable d'équipe) et Georges Vougioukalakis.

Chapitre 22

Thomas W. Therriault (organisateur d'équipe), Marnie L. Campbell, Alan Deidun, Bella S. Galil, Chad L. Hewitt, Graeme Inglis, Henn Ojaveer (responsable d'équipe), Chul Park (coresponsable d'équipe), Bing Qiao, Renison Ruwa (coresponsable d'équipe) et Evangelina Schwindt.

Chapitre 23

Robert Blasiak (coorganisateur d'équipe), Ellen Kenchington (coorganisatrice d'équipe), Jesús M. Arrieta, Jorge Rafael Bermúdez-Monsalve, Hilconida Calumpong (coresponsable d'équipe), Shao Changwei, Sanae Chiba (responsable d'équipe), Hebe Dionisi, Carlos Garcia-Soto (coresponsable d'équipe), Helena Vieira et Boris Wawrik.

Chapitre 24

Alan Simcock (organisateur et responsable d'équipe), Carlos Garcia-Soto (coresponsable d'équipe), Aninda Mazumdar, Aaron Micallef, Joseph Montoya, Katherine E.A. Segarra, Joshua T. Tuhumwire (coresponsable d'équipe) et Leonid Yurganov.

Chapitre 25

Karen Evans (organisatrice et responsable d'équipe), Roland Cormier, Piers Dunstan, Elizabeth Fulton, Essam Yassin Mohammed (coresponsable d'équipe), Jörn Schmidt (coresponsable d'équipe), Alan Simcock (coresponsable d'équipe), Vanessa Stelzenmüller, Ca Thanh Vu (coresponsable d'équipe) et Skipton Woolley.

Chapitre 26

Alan Simcock (organisateur et responsable d'équipe), Jarbas Bonetti, Louis Celliers, Karen Evans (coresponsable d'équipe), Leandra Gonçalves, Ståle Navrud, Marcus Polette, Julian Renya et Ca Thanh Vu (coresponsable d'équipe).

Chapitre 27

Piers Dunstan (organisateur d'équipe), Hilconida Calumpong (coresponsable d'équipe), Louis Celliers, Valerie Cummins, Ana Cristina de Jesus, Michael Elliott, Karen Evans (coresponsable d'équipe), Antony Firth, Frédéric Guichard, Quentin Hanich, Manuel Hildago, Hector Manuel Lozano-Montes, Chanda L. Meek, Essam Yassin Mohammed (coresponsable d'équipe), Marcus Polette, Jemma Purandare, Anita Smith, Anastasia Strati (responsable d'équipe) et Ca Thanh Vu (coresponsable d'équipe).

Chapitre 28

Luciano Hermanns (organisateur d'équipe), Denis Worlnanyo Aheto, Adem Bilgin, Robert Blasiak, Cecile Brugere, Karen Evans, Antony Firth, Marinez Eymael Garcia Scherer, Deborah Greaves, Osman Keh Kamara (coresponsable d'équipe), Wenhai Lu, Iryna Makarenko, Juan Ramon Martinez, Essam Yassin Mohammed (responsable d'équipe), Ståle Navrud, Jörn Schmidt (coresponsable d'équipe), Anita Smith, Anastasia Strati (coresponsable d'équipe), Rashid Sumaila, Kateryna Utkina, Hans Van Tilburg, Wojciech Wawrzynski et Vladimir Žulkus.

Annexe II
Membres
du comité
de lecture
désignés pour
chaque chapitre

Chapitre 3

Chaolun Li et Alexander Turra.

Chapitre 4

Patricio Bernal et Robert Watson.

Chapitre 5

Jae Hak Lee et Bronte Tilbrook.

Chapitre 6A

Gustavo Ferreyra, Christian M. Naranjo, Maria Tapia et George Wiafe.

Chapitre 6B

Wenqian Cai et Thomas G. Dahlgren.

Chapitre 6C

Myriam Lteif et Joanne Morgan.

Chapitre 6D

Trevor Branch et Eduardo R. Secchi.

Chapitre 6E

Maria Angela Marcovaldi, Honghui Huang et Bryan Wallace.

Chapitre 6F

Marcelo Berellotti, David Thompson et Thomas Webb.

Chapitre 6G

Alan Critchley, Peter Edwards et Paulo Antunes Horta.

Chapitre 7A

Gregorio Bigatti et Rachel Przeslawski.

Chapitre 7B

Catia Barbosa, Alejandro Bortolus, M. M. Maruf Hossain et Rachel Przeslawski.

Chapitre 7C

Miguel Esteban et Jemma Purandare.

Chapitre 7D

Catia Barbosa, Elamin Mohammed Elamin Abdelrahman et Wilford Schmidt.

Chapitre 7E

Peter Auster, Mark Costello et Nadine Le Bris.

Chapitre 7F

Oscar Iribarne et João Marques.

Chapitre 7G

Peter Edwards et Pat Hutchings.

Chapitre 7H

Denis Aheto, Sean Green et Elamin Mohammed Elamin Abdelrahman.

Chapitre 7I

Alejandro Bortolus et David Johnson.

Chapitre 7J

Aaron Micallef et Paul Snelgrove.

Chapitre 7K

Robin Anderson, Thomas G. Dahlgren et Russel Tait.

Chapitre 7L

Karen Stocks et Chunsheng Wang.

Chapitre 7M

Georgios Kazanidis et Tomo Kitahashi.

Chapitre 7N

Silvia I. Romero et Jan Marcin Węśławski.

Chapitre 7O

Anna Metaxas et Paul Snelgrove.

Chapitre 7P

Se-Jong Ju, Cindy Lee Van Dover et Chunsheng Wang.

Chapitre 7Q

Robin Anderson et Michael Vecchione.

Chapitre 8A

Marnie Campbell et Vitor Manuel Oliveira Vasconcelos.

Chapitre 8B

Peter Harris, David Lusseau, Grant Murray, Marcus Polette, Marisol Vereda et Wojciech Wawrzynski.

Chapitre 9

Jae Hak Lee et Bronte Tilbrook.

Chapitre 10

Nora Montoya, Song Sun et Mitsuo Uematsu.

Chapitre 11

Peter Liss, Isabel Natalia Garcia Arevalo, Fani Sakellariadou, Peiyan Sun et Andrea Weiss.

Chapitre 12

Jongmyoung Lee, Daoji Li, Kara L. Law et Alessandro Turra.

Chapitre 13

Jarbas Bonetti Filho, Georgios Sylaios et Gert-Jan Reichart.

Chapitre 14

Constantina Skanavis et Jean Marie Bope Bope Lapwong.

Chapitre 15

Sukgeun Jung, Christina Pita et Rashid Sumaila.

Chapitre 16

Patricio Bernal et Lionel Dabbadie.

Chapitre 17

Alan Critchley et Huang Honghui.

Chapitre 18

Elaine Baker, Hans-Peter Damian et Chunsheng Wang.

Chapitre 19

Peter Harris et Mark Shrimpton.

Chapitre 20

Daniel Costa, Bruce Howe et Isabel Natalia Garcia Arevalo.

Chapitre 21

Craig Stevens et Eugen Rusu.

Chapitre 22

Alejandro Bortolus et Cynthia McKenzie.

Chapitre 23

Elva Escobar, Kenneth Halanych et Gabriel Hoinsoude Segniagbeto.

Chapitre 24

Luis Pinheiro et Carolyn Ruppel.

Chapitre 25

Ken Anthony, Natalie Ban et Benjamin Halpern.

Chapitre 26

Chanda Meek et Kateryna Utkina.

Chapitre 27

Natalie Ban et Mette Skern-Mauritzen.

Chapitre 28

Dolores Elkin, Vinicius Halmenschlager, Chul-Oh Shin, Regina Salvador et Marjan Van den Belt.

