



**NATIONS
UNIES**

EP

UNEP(DEPI)/MED WG.401/3



PNUE



**PROGRAMME DES NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
PLAN D'ACTION POUR LA MÉDITERRANÉE**

8 septembre 2014

Français
Original: Anglais

4^{ème} Réunion du Groupe de Coordination EcAp

Athènes, Grèce, 9-10 octobre 2014

Point 3 de l'ordre du Jour

Projet de Document de Surveillance et d'Evaluation

Pour réduire l'impact environnemental et dans un souci d'économies financières, ce document est imprimé en nombre limité et ne sera pas distribué pendant la réunion. Les délégués sont priés de se munir de leur copie et de ne pas demander de copies supplémentaires.

TABLE OF CONTENTS

I.	GUIDANCE METHODOLOGIQUE DE SURVEILLANCE POUR TOUS LES OBJECTIFS ÉCOLOGIQUES	
1.	Définition du contexte	5
2.	Les indicateurs communs	5-8
3.	Établissement du contexte scientifique	8-11
4.	Recommandations globales pour la formulation du Programme de surveillance intégrée	11-13
5.	Conditions globales à être traitées par le Programme de surveillance intégré ECAP	13-17
6.	Approches alternatives de surveillance qui pourraient être utiles pour l'échelle spatiale pertinente à l'ECAP PAM	17-21
7.	Assurance et Contrôle de la Qualité (QA/QC)	21
8.	Analyse Coût-bénéfice	21
9.	Vers une philosophie d'évaluation commune	22-26
II.	ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE OE1: LA BIODIVERSITE	
1.	Introduction	27-29
2.	Stratégie de surveillance	29-38
3.	Approches déterminant les lignes de base	38-43
4.	Surveillance des indicateurs communs de la biodiversité	43-71
III.	ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE OE2: LES ESPECES NON INDIGENES	
1.	Introduction	72-74
2.	Stratégie de contrôle	74-80
3.	Contrôler pour traiter "les tendances en matière d'abondance, d'occurrence temporelle et de distribution spatiale des espèces non indigènes, particulièrement les espèces envahissantes non indigènes, notamment dans les zones à risque en relation avec les principaux vecteurs et itinéraires de la dissémination de telles espèces"	80-83
IV.	ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 5: L'EUTROPHISATION	

Table des Matières (suite)

	Pages
1. Introduction	84
2. Le choix des indicateurs pour la surveillance et l'évaluation de l'eutrophisation	84-87
3. Stratégie de surveillance	87-91
4. Élaboration des seuils d'évaluation et identification des conditions de référence en matière d'eutrophisation, afin de pouvoir surveiller l'accès au BEE	91-93
V. ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 9 : LES CONTAMINANTS	
1. Introduction	93-95
2. Stratégie de surveillance des contaminants et de leurs effets	95-97
3. Élaboration des critères d'évaluation à la définition des valeurs limites de seuil pour la surveillance de l'état environnemental chimique des contaminants afin de détecter les contaminants et d'être en mesure de déterminer la réalisation du BEE	97-101
4. Surveillance des effets biologiques	101-104
5. Surveillance des événements de pollution aiguë pour effectuer la quantification des déversements chimiques aigus, en particulier le pétrole et ses produits, sans exclure les autres	104-106
6. Surveillance des contaminants dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine	106-107
7. Surveillance de la pollution microbiologique	107-108
8. Assurance et Contrôle de la Qualité	108-109
9. Méthodes de référence et lignes directrices pour la surveillance de la pollution marine en vertu du PAM/PNUE – MED POL	109
VI. ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 10 : LES DÉCHETS MARINS	
1. Introduction	110-112
2. Mise en place d'un cadre de surveillance pour les déchets marins en Méditerranée	112-116
3. Surveillance des déchets échoués sur les rivages et/ou déposés sur le littoral (déchets sur les plages)	116-122
4. Surveillance des déchets dans la colonne d'eau (déchets flottants)	122-130
5. Déchets sur les fonds marins	130-136

Table des Matières (suite)

6.	Oiseaux marins	136-143
7.	Microdéchets (avec une référence particulière aux microplastiques)	143-147
VII.	ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE 7 : ALTERATION DES CONDITIONS HYDROGRAPHIQUES	
1.	Introduction	148-149
2.	Stratégie de surveillance	149-150
VIII	ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 8: ÉCOSYSTÈMES ET PAYSAGES CÔTIERS	
1.	Introduction	151-159
2,	Analyse des politiques et/ou réglementations pertinentes dans les pays méditerranéens	159-161
3.	Pratiques et leçons liées à la surveillance et à la cartographie des structure/ouvrage artificiel	161
4.	Stratégie de surveillance	163-171

Annexes

Annex I:	Fiche de données pour l'Objectif Ecologique Biodiversite
Annex II:	Biodiversite, Orientation concernant l'application de chaque étape des tâches préparatoire pour la surveillance de la diversité biologique dans le cadre de l'EcAp
Annex III :	Biodiversite, Liste indicative révisée des types d'habitats et des communautés biologiques associés pour la surveillance de la biodiversité de l'ECAP
Annex IV :	Biodiveriste, Tableau A1 Tableau de relation indicatif entre les pressions de l'environnement et les principaux impacts sur l'environnement marin
Annex V :	Biodiversite, Aperçus des critères et méthodes pour le contrôle de la biodiversité
Annex VI :	Fiche de données pour l'Objectif Ecologique 2 : Espèce Non Invasives
Annex VII :	Espèce Non Invasives, Bases de données et sites web principaux sur les faits et la distribution d'espèces envahissantes
Annex VIII :	Eutrophication, Indicateurs présentant un intérêt pour la surveillance de l'eutrophisation
Annex IX :	Fiche de données pour l'Objectif Ecologique 5 :Eutrophication

Table des Matières (suite)

- Annex X : Fiche de données pour l'Objectif Ecologique 9 : Contaminants
- Annex XI : Contaminants, Méthodes de référence du PNUE pour les contaminants chimiques sélectionnés
- Annex XII : Fiche de données pour l'Objectif Ecologique 10 : Les Déchets Marins
- Annex XIII : Master Catégories et sous-catégories de déchets
- Annex XIV : Les Déchets Marins, Catégories et sous-catégories de déchets du fond marin
- Annex XV: Fiche d'information : Indicateurs et surveillance de l'objectif écologique 8: Écosystèmes et paysages côtiers
- Annex XVI : Fiche d'information sur l'objectif écologique 7: Altération des conditions hydrographique
- Annex XVII : Références

Guide méthodologique sur la surveillance permanente et l'évaluation

I. GUIDANCE METHODOLOGIQUE DE SURVEILLANCE POUR TOUS LES OBJECTIFS ÉCOLOGIQUES

1 Définition du contexte

La 15^{ème} Conférence des Parties Contractantes (COP15) à la Convention de Barcelone (Almeria, Espagne, 2008) a décidé (en vertu de la Décision IG.17/5) d'appliquer, de manière progressive, l'approche écosystémique (EcAp) à la gestion des activités humaines qui affecteraient l'environnement marin et côtier de la Méditerranée pour la promotion du développement durable (PNUE/PAM, 2007).

La 17^{ème} Conférence des Parties Contractantes (COP17, Paris, France, 2012) a confirmé l'importance accordée à l'EcAp dans la Méditerranée, tout en la considérant comme étant un principe directeur du travail global dans le cadre de la Convention de Barcelone. En outre, les Parties Contractantes ont convenu, à cet égard, (en vertu de la Décision IG.20/4) des objectifs et d'une vision globale pour l'EcAp, s'articulant autour de objectifs écologiques, objectifs opérationnels et indicateurs objectifs pour la Méditerranée. Elles ont adopté le calendrier proposé pour mettre en exécution l'approche écosystémique jusqu'en 2019 et établi un processus d'examen cyclique de six ans de son application, dans le cadre du prochain cycle de l'EcAp couvrant 2016-2021 (PNUE/PAM, 2012).

Parmi les événements les plus récents, à la 18^{ème} Réunion des Parties Contractantes à la Convention de Barcelone (COP18), des objectifs pour réaliser le BEE de la Mer Méditerranée et de sa zone côtière avec l'avènement de 2020 ont été adoptés. En outre, en vertu de la Décision IG. 21/3 (la dite "Décision de la COP18 sur l'EcAp"), les Parties Contractantes ont également convenu de concevoir un Programme de Surveillance et d'Evaluation Intégré, d'ici à la fin de 2015, dont l'application commence en 2016, et ont chargé le Secrétariat de mener une évaluation de l'état de l'environnement de la Méditerranée en 2017 (PNUE/PAM, 2013).

Un calendrier spécifique a été adopté dans le cadre de la Décision de la COP18 sur l'EcAp, se basant sur les Décisions des Conférences des Parties Contractantes tenues au préalable, concernant le travail au niveau des experts des Groupes de Correspondance de l'EcAp, tenus en 2012-2013 et sur les pratiques et les engagements de surveillance en vertu de la Convention de Barcelone et ses Protocoles sur la manière avec laquelle un Programme de Surveillance et d'Evaluation Intégré pour la Méditerranée peut être réalisé d'ici à la 19^{ème} Réunion des Parties Contractantes (soit à la fin de 2015).

Afin de respecter les délais prévus dans la Décision de la COP18 sur l'EcAp, un Groupe de Correspondance Intégré (Integrated EcAp CorGest), qui a été tenu en février 2014 et a donné des recommandations spécifiques pour le Programme de Surveillance et d'Evaluation Intégré à l'avenir, a convenu d'une liste d'indicateurs communs, qui constitueront la base de la première phase du Programme de Surveillance et d'Evaluation Intégré (UNEP(DEPI)/MED WG.390/4). Des Groupes de Correspondance spécifiques sur l'Evaluation (CORMONs) ont été constitués, avec l'objectif de spécifier davantage les indicateurs communs, discuter des méthodologies et des paramètres qui leur sont relatives et constituer, ainsi, la substance même du Programme de Surveillance et d'Evaluation Intégré.

Les trois groupes CORMONs se sont réunis entre mai et juillet 2014, portant sur la Pollution et les Déchets marins, les Paysages et les Ecosystèmes Côtiers, les Conditions Hydrographiques et la Biodiversité et la Pêche. Ces réunions ont apporté des indications et des entrants importants à l'Orientation de la Surveillance et de l'Evaluation Intégrée du Secrétariat.

2. Les indicateurs communs

Les indicateurs communs convenus, au cœur du futur Programme de surveillance et d'évaluation intégré, sont les suivants :

1. Aire de répartition des habitats (OE1);
2. Condition des espèces et communautés typiques de l'habitat (OE1);
3. Aire de répartition des espèces (OE1 concernant les mammifères marins, les oiseaux marins, les reptiles marins);
4. Abondance de la population des espèces sélectionnées (OE1, concernant les mammifères marins, les oiseaux marins, les reptiles marins) ;
5. Caractéristiques démographiques de la population (OE1, par ex. structure de la taille ou de la classe d'âge, sex-ratio, taux de fécondité, taux de survie/mortalité concernant les mammifères marins, les oiseaux marins, les reptiles marins) ;
6. Tendances de l'abondance, occurrence temporelle et distribution spatiale des espèces non indigènes, en particulier les espèces invasives non indigènes, principalement dans les zones à risques (OE2, concernant les principaux vecteurs et voies de propagation de telles espèces) ;
7. Concentration d'éléments nutritifs clés dans la colonne d'eau (OE5);
8. Concentration en Chlorophylle-a dans la colonne d'eau (OE5);
9. Emplacement et étendue des habitats impactés directement par les altérations hydrographiques (OE7) ;
10. Longueur de côte soumise à des perturbations dues à l'influence des structures artificielles (OE8) ;
11. Concentration des principaux contaminants nocifs mesurée dans la matrice pertinente (OE0, concernant le biote, les sédiments, l'eau de mer) ;
12. Niveau des effets de la pollution des principaux contaminants dans les cas où une relation de cause à effet a été établie (OE9) ;
13. Occurrence, origine (si possible) étendue des événements critiques de pollution aiguë (par ex. déversements accidentels d'hydrocarbure, de dérivés pétroliers et substances dangereuses) et leur incidence sur les biotes touchés par cette pollution (OE9) ;
14. Concentrations effectives de contaminants ayant été décelés et nombre de contaminants ayant dépassé les niveaux maximaux réglementaires dans les produits de la mer de consommation courante (OE9) ;
15. Pourcentage de relevés de la concentration d'entérocoques intestinaux se situant dans les normes instaurées (OE9) ;
16. Tendances relatives à la quantité de déchets répandus et/ou déposés sur le littoral (OE10) ;
17. Tendances relatives à la quantité de déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques et les déchets reposant sur les fonds marins (OE10) ;
18. Tendances relatives à la quantité de détritiques que les organismes marins ingèrent ou dans lesquels ils s'emmêlent, en particulier les mammifères, les oiseaux marins et les tortues de mer déterminés (OE10).

Concernant l'indicateur commun sur l'aire de distribution des habitats (Indicateur 1.4.1. dans l'Annexe I de la Décision IG. 21/3), la Réunion CORMON sur la Pêche et la Biodiversité (Ankara, 26-27 juillet 2014) a estimé que la perte de l'étendue de l'habitat était plus importante/à un risque plus élevé particulièrement, la perte de l'aire de distribution ne venant qu'en deuxième plan.

L'indicateur commun concernant les déchets ingérés (indicateur 10.2.1. en Annexe I de la Décision IG. 21/3) est proposé à l'analyse par les groupes CORMON en tant qu'indicateur commun, à titre expérimental et afin d'être

développé davantage sur la base des données disponibles, des meilleures pratiques et des éventuels pilotes subrégionaux.

En même temps, les CORMON sont chargés de discuter, conformément à la Décision 20/4 de la CdP 18, de la possibilité d'inclusion d'indicateurs supplémentaires, à la lumière des développements scientifiques, des meilleures pratiques recueillies ainsi que les besoins en matière de gestion des données du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées.

L'actuel projet du document d'orientation technique sur la surveillance intégrée en vertu de l'Approche écosystémique (le Projet de document d'orientation sur la surveillance EcAp) vise à orienter les discussions dans les groupes CORMON et servir de première base pour le Programme de surveillance et d'évaluations intégrées, avec une attention particulière sur la surveillance intégrée des indicateurs communs proposés.

Il vise à mettre en place la politique et le contexte scientifique pour les discussions CORMON citées ci-dessus et à établir les éventuels termes pertinents à la surveillance, proposer des recommandations générales pour la formulation du Programme de surveillance intégrée de la Convention de Barcelone – PNUE/PAM, avec une liste indicative des caractéristiques, pressions et impacts à aborder dans le programme de surveillance intégrée ECAP. Il inclut, le cas échéant, des informations concernant les activités actuelles de surveillance, des références à l'échelle de surveillance, le besoin d'une approche fondée sur les risques et une base de discussions sur la mise en place de valeurs de base/de référence.

Toutefois, le document n'aborde pas les particularités de l'évaluation (à discuter dans les groupes CORMON de manière intégrée, en s'appuyant sur les particularités convenues du programme de surveillance). La définition de BEE, l'établissement de cibles (celles-ci sont déjà couvertes par les précédentes décisions CdP) et les mesures (elles seront abordées séparément, dans l'analyse des lacunes des mesures EcAp prévue par la CdP18) sont également hors du champ d'application du présent document. Toutefois, certaines considérations concernant ces questions sont incluses dans la mesure où elles sont nécessaires pour la mise en place de la surveillance, p. ex. le lien avec les pressions

Le Projet de document d'orientation sur la surveillance EcAp s'appuie grandement sur les pratiques actuelles de surveillance et le cas échéant, sur les obligations existantes concernant la surveillance en vertu de la Convention de Barcelone et en l'absence de ces dernières, sur l'orientation applicable relative à la surveillance d'autres organismes internationaux et régionaux (si ces derniers ne sont pas non plus disponibles), sur les documents et/ou les projets scientifiques pertinents.

L'histoire la plus marquante et la plus longue de la surveillance en Méditerranée, s'appuyant sur l'Article 12 de la Convention de Barcelone, date du travail actuel du Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution dans la Méditerranée (**MED POL**), qui a aidé à mettre en place les politiques communes régionales concernant l'élimination/réduction et la surveillance de la pollution.

Dans le cadre du Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution provenant de sources et activités situées à terre (**Protocole «tellurique» de la Convention de Barcelone**), conformément à ses Articles 8 et 13 et dans le cadre du Protocole relatif à la prévention de la pollution de la mer Méditerranée par les mouvements transfrontières de déchets dangereux et leur élimination (**Protocole immersion et déchets dangereux de la Convention de Barcelone**), conformément à son Article 9, le MEDPOL a surveillé et évalué l'état et les tendances de la pollution, ainsi que les effets biologiques des polluants sur la mer Méditerranée. À cette fin, le MEDPOL a coordonné la préparation et la mise en œuvre par les pays du programme régional de surveillance de la pollution conformément aux éléments précités.

En outre, les flux de données d'autres composantes de la Convention de Barcelone-PNUE/PAM ont également commencé à surgir ces dernières années et le besoin d'un programme de surveillance intégré plus horizontal est devenu évident, conformément aux principes EcAp généraux et aux décisions IG. 17/6 et IG. 21/3 décrites ci-dessous et conformément aux dispositions pertinentes des Protocoles de la Convention de Barcelone, établissant les obligations en matière de surveillance. Ces dernières incluent les articles 3, 7, 20 et 21 du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée (**Protocole ASP et biodiversité**), les articles 16, 18 et 27 du Protocole relatif à la gestion intégrée des zones côtières de la Méditerranée (**Protocole GIZC**), les articles 5 et 9 du Protocole relatif à la coopération en matière de prévention de la pollution par les navires et, en cas de situation critique, de lutte contre la pollution de la mer Méditerranée (**Protocole Prévention et situations critiques**) et les articles 19 et 21 du Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution résultant de l'exploration et de l'exploitation du plateau continental, du fond de la mer et de son sous-sol (**Protocole «offshore»**).

En outre, la collecte de données de surveillance et EcAp a été réalisée ces dernières années, à la fois dans le contexte national, régional et international, y compris par les États membres de l'Union européenne (**UE**) et les institutions/agences de l'UE, aux côtés d'autres organisations régionales compétentes telles que le Secrétariat de la Commission générale des pêches pour la Méditerranée (**CGPM**) et par le biais de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (dans le contexte méditerranéen, le travail le plus pertinent est celui d'**ACCOBAMS**).

3. Établissement du contexte scientifique

Afin d'atteindre les objectifs politiques susmentionnés, d'un point de vue scientifique, le futur Programme d'évaluation et de surveillance intégrées doit répondre aux besoins suivants :

- a) La portée doit se focaliser sur les indicateurs communs proposés du CorGest EcAp, permettant une flexibilité afin de refléter le développement scientifique et la disponibilité des données en ayant des indicateurs communs à titre expérimental.
- b) En utilisant dans la mesure du possible un modèle commun, définir les spécifications pour les indicateurs communs, ainsi que leurs liens avec les Objectifs écologiques spécifiques, conformément aux éléments précités et aux pratiques des Conventions sur les mers régionales.
- c) Les activités de surveillance et d'évaluation (y compris l'évaluation du risque sanitaire associé à la qualité des eaux de baignade), ainsi que l'assurance de la qualité des données, la collecte et la gestion des données, les politiques et procédures de rapport et de gestion des données, doivent être harmonisées de manière fonctionnelle avec celles adoptées par les organes et organisations régionales, internationales et mondiales, telles que celles d'autres agences et programmes des Nations Unies et de l'UE.
- d) La surveillance et l'évaluation des effets environnementaux associés à la production d'énergie, avec l'objectif d'augmenter les activités offshore à l'avenir dans la Méditerranée, et au transport maritime, en coopération avec d'autres organismes internationaux et régionaux compétents.
- e) Suivre de près la surveillance suggérée en vertu du PAS BIO et du Protocole ASP et Biodiversité de la Convention de Barcelone en relation entre autres au système de surveillance des espèces en voie de disparition et menacées à mettre en place, ainsi qu'une surveillance et étude adéquates de l'efficacité des aires marines et côtières protégées ; aborder les liens entre la pêche et les exigences de surveillance de la biodiversité de manière rentable.

La philosophie que sous-tend l'approche holistique pour atteindre les points susmentionnés, qui englobe la pollution marine, la dégradation et la biodiversité des zones côtières, est que toutes les activités de surveillance sont intégrées dans un seul objectif clairement défini – celui d'atteindre un niveau particulier de qualité environnementale dans un écosystème spécifique. Cela signifie que les pratiques communes ont été adoptées au sein de tous les types d'activités de surveillance et de gestion de données.

Parallèlement, les spécificités de la Méditerranée doivent être sérieusement prises en considération afin de réaliser, d'une manière effective, un niveau particulier de la qualité environnementale dans un écosystème spécifique. La Méditerranée est un point chaud de la biodiversité. Les points chauds de la biodiversité sont caractérisés par des niveaux élevés d'endémisme et des niveaux critiques de perte d'habitat. Ainsi, les efforts de conservation doivent se concentrer essentiellement dessus. Les tendances temporelles montrent que la surexploitation et la perte de l'habitat étaient les principaux moteurs humains des changements historiques dans la biodiversité de la Méditerranée. Actuellement, la dégradation et la perte de l'habitat, suivies par les impacts de la pêche, la pollution, le changement climatique, l'eutrophisation et l'établissement d'espèces exotiques, constituent les menaces les plus importantes et touchent le plus grand nombre de groupes taxonomiques.

3.1. Termes relatifs à la surveillance

Surveillance dans le cadre de l'approche écosystémique (Surveillance)

La surveillance peut être définie comme la mesure systématique de paramètres biotiques et abiotiques de l'environnement marin et côtier, avec un calendrier spatial et temporel prédéfini, afin de produire des ensembles de données pouvant être utilisés pour l'application de méthodes d'évaluation et permettre des conclusions crédibles sur le fait que l'état ou cible désirés est atteint ou non, et sur la tendance des changements pour la zone marine et côtière concernée. Dans ce cadre, la surveillance inclut le choix des éléments à mesurer, l'emplacement des sites de prélèvement, la périodicité des prélèvements, la collecte d'échantillons de terrain et de données d'autres techniques d'observation, l'analyse en laboratoire des échantillons et des données obtenues de manière alternative (par ex. imagerie satellite) et la compilation et la gestion des données. Le développement de méthodes d'évaluation et la classification de l'état (bon ou moins que bon) ne sont pas inclus même si étroitement liés à la surveillance. En bref, la surveillance dans le cadre de l'approche écosystémique doit fournir des données afin de permettre aux méthodes d'évaluation de classer une zone marine ou côtière comme atteignant ou n'atteignant pas le Bon état écologique.

Surveillance intégrée pour l'approche écosystémique

La surveillance intégrée pour l'approche écosystémique est considérée comme celle fournissant des données :

- a) Calculant les différents indicateurs applicables et l'évaluation des différents objectifs écologiques, couvrant l'éventail des composantes de l'écosystème, des pressions et de leur impact.
- b) Répondant aux exigences de surveillance de différents éléments de législation en vigueur dans la région.
- c) Couvrant les besoins en matière de surveillance de plus d'une Partie contractante.
- d) Collectées de manière comparable entre les Parties contractantes afin de permettre l'intégration des données.

La surveillance pour déterminer la réalisation du BEE sur la base d'indicateurs communs

Un indicateur est un outil d'évaluation scientifique qui consiste en un ou plusieurs paramètres choisi(s) pour représenter (illustrer) une certaine situation ou un certain aspect et simplifier une réalité complexe. Dans le contexte de l'application de l'EcAp PAM, les indicateurs constituent des attributs spécifiques de chaque critère

du BEE qui peut être mesuré pour rendre de tels critères opérationnels, ce qui permettra un changement conséquent dans l'attribut à suivre avec le temps.

Vu la complexité des Objectifs Ecologiques du BEE, que ce soit en ce qui concerne leur éventail de caractéristiques ou le nombre d'aspects qui contribuent à l'évaluation d'un état donné, il est d'usage d'utiliser un ensemble d'indicateurs pour soutenir le processus de surveillance et simplifier celui de l'évaluation. En général, une série d'indicateurs s'inscrit dans le cadre de trois types : l'état, la pression et l'impact.

Dans le contexte de la Convention de Barcelone, un indicateur commun est une mesure qui résume les données en une figure simple, normalisée et communicable et idéalement applicable à l'ensemble du bassin méditerranéen, mais au moins au niveau des sous-régions, et peut être surveillé par toutes les Parties Contractantes, visant à doter les décideurs d'informations de valeur.

Programme de surveillance

Le programme de surveillance se réfère à toutes les dispositions de fond pour la réalisation de la surveillance. Il inclut des orientations générales (concepts transversaux), des lignes directrices de surveillance, le compte rendu de données et des dispositions de gestion des données. Le programme de surveillance de l'Approche écosystémique inclut un certain nombre d'activités prévues et coordonnées pour fournir toutes les données nécessaires à l'évaluation en cours de l'état écologique en relation avec la réalisation du Bon état écologique et des cibles environnementales connexes.

Lignes directrices de suivi

Une orientation technique sur les méthodes et normes relatives à la prise d'échantillons et à l'analyse. Les Parties contractantes peuvent soit utiliser/modifier leurs méthodes existantes ou, lorsqu'aucun système de suivi et d'évaluation n'est disponible, développer de nouveaux systèmes qui incluront toutes les exigences du programme de surveillance. Selon les programmes de surveillance des Parties contractantes et aux caractéristiques régionales particulières, la méthodologie proposée sera adaptée aux circonstances spécifiques ou pour maintenir une approche globale.

Manuel de surveillance

Un document détaillé incluant des conseils pragmatiques, des méthodologies spécifiques, des outils et des approches pour la collecte de paramètres, le calcul et l'interprétation des indicateurs, pour soutenir un programme de surveillance.

Stratégie de surveillance

Un plan concret sur la manière de collecter toutes les données spécifiées dans le programme de surveillance. Elle vise :

- Les objectifs du projet
- La taille et les caractéristiques de la zone à évaluer
- La surveillance existante
- Le nombre et le type de paramètres
- La spécificité et la sensibilité des techniques de surveillance
- La fréquence, la durée et la résolution spatiale de la prise d'échantillons

- La magnitude de la variabilité naturelle (par ex. plus élevée dans un plan d'eau isolé, plus faible en haute mer)
- Les ressources disponibles (capital et effectifs)

4. Recommandations globales pour la formulation du Programme de surveillance intégrée PAM

Ces recommandations concernent la conception du programme de surveillance intégrée par le biais de la discussion et de la recommandation de principes sur la manière de prioriser et de choisir l'objet à surveiller et non les paramètres explicites à surveiller.

Adéquation (recommandation générale 1)

Les propriétés globales du Programme de surveillance intégrée ECAP sont présentées ci-dessous. En substance, le Programme de surveillance intégrée doit être en mesure de fournir toutes les données nécessaires pour évaluer si le BEE a été atteint ou maintenu, la distance et les progrès pour atteindre le BEE et les progrès dans la réalisation des cibles environnementales.

Par conséquent, la surveillance doit couvrir tous les éléments biotiques et abiotiques pertinents afin de quantifier les pressions associées aux activités et évaluer l'efficacité des mesures en relation aux cibles fixées. La surveillance doit fournir les données pour calculer/estimer les critères et indicateurs pertinents adoptés dans le processus ECAP. Certains de ces critères et indicateurs nécessitent des données biotiques (par ex. abondance d'algues et d'herbiers marins) et certaines données abiotiques (par ex. conditions physiques, hydrologiques et chimiques de l'habitat) d'autres requièrent des données sur la pression (tendances concernant la quantité de déchets répandus et/ou déposés sur le littoral).

Coordination et cohérence (recommandation globale 2)

Les Parties contractantes doivent, dans la mesure du possible, suivre les stratégies de surveillance convenues, en particulier dans la même sous-région. Idéalement, elles surveilleront un ensemble régional commun d'éléments, en suivant les fréquences convenues, la résolution spatiale comparable et les méthodes d'échantillonnage. Les spécifications conjointes et l'utilisation d'autres données d'observation dans la région, telle que l'imagerie satellite, contribuent également à la coordination. De telles approches coordonnées favoriseraient également une cohérence, à savoir les mêmes composantes biotiques et abiotiques seraient surveillées dans des habitats et des moments donnés similaires. Ces approches permettraient également la génération de résultats d'évaluation comparables et une classification associée de l'état de zones ayant subi un impact similaire appartenant à différentes Parties contractantes. Pour finir, des programmes de surveillance cohérents s'assureront que l'évaluation de l'état environnemental est uniforme pour toutes les Parties Contractantes, assurant des règles de jeu équitables en ce qui concerne le besoin de mesures pour réduire les pressions y afférentes, issues d'activités humaines (p. ex. le besoin d'améliorer l'état selon les mêmes normes de qualité) afin que les mesures prises par une Partie contractante puissent faciliter et non empêcher d'atteindre le BEE dans d'autres Parties Contractantes. Idéalement, les différences dans les stratégies de surveillance ne seraient justifiées qu'en fonction d'importantes différences dans les caractéristiques biologiques et physicochimiques (par ex. espèces, habitats et pressions) entre deux ou plusieurs aires marines ou côtières.

Architecture et interopérabilité des données (recommandation globale 3)

Un programme de surveillance intégrée cohérent entrainerait idéalement une collecte de données pour un ensemble régional de paramètres communs. Afin de parvenir à des ensembles communs de données et à l'interopérabilité de ces dernières, les sources de données devront s'assurer qu'elles sont capables de fournir des données en utilisant le même format d'interface. Afin de parvenir à des ensembles communs de données et d'éviter le double emploi, les bases de données existantes et les flux de données aux niveaux international et régional doivent être pris en compte, ce qui constitue déjà un ensemble de données régionales interopérables.

Le concept de programme adaptatif de surveillance (recommandation globale 4)

Les pressions nouvelles ou précédemment inconnues peuvent émerger dans la région marine et côtière et/ou les pressions existantes peuvent diminuer ou être éliminées. Le changement climatique, issu de l'augmentation des gaz à effet de serre, affecte l'intensité et l'impact d'autres pressions et peut dramatiquement modifier la structure et les fonctions des écosystèmes marins et côtiers. Conformément aux recommandations du CorGest intégré, il doit être abordé de manière horizontale en relation avec les autres indicateurs communs. L'état environnemental peut se dégrader dans une région, nécessitant une surveillance d'inspection afin d'identifier les causes. La fréquence, l'intensité et tout l'argumentaire des programmes de surveillances peuvent nécessiter des ajustements afin de mieux répondre aux situations évolutives. Par exemple, un cas grave de pollution (déversement de pétrole) nécessitera une surveillance plus importante durant les années qui suivent l'évènement et l'introduction d'espèces non indigènes peut nécessiter une surveillance additionnelle et ciblée. En outre, les progrès techniques peuvent conduire à l'ajustement des programmes de surveillance (par ex. de nouveaux appareils d'échantillonnage). La mise en œuvre de l'EcAp dispose d'un cycle de six ans, mais un ajustement plus fréquent des programmes de surveillance peut s'avérer nécessaire. Les deux premières années du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées seront axées sur un ensemble essentiel de surveillance des indicateurs communs dans lequel les données et les pratiques sont les plus mûres.

Une approche fondée sur les risques pour la surveillance et l'évaluation et, le cas échéant, l'application du principe de précaution (recommandation globale 5).

Les ressources ne sont jamais infinies et sont en général très limitées. La feuille de route ECAP requiert la mise en place d'un programme régional de surveillance intégrée, mais cela ne signifie pas qu'il doit surveiller tout, partout et avec la même fréquence. Ainsi, les régions sous haute pression et le biote connu comme étant plus sensible doivent être identifiés et les efforts de surveillance doivent être priorisés dans les zones et les thèmes qui risquent le plus de ne pas atteindre ou maintenir le BEE. Ces zones doivent être surveillées plus fréquemment en relation aux composantes de qualité à risque afin d'atteindre/maintenir le BEE et les pressions relatives associées ayant maintenu le BEE pour une longue durée et qui subissent moins de pression. En outre, des efforts accrus de surveillance peuvent être nécessaires dans les régions qui se situent à proximité d'une frontière de BEE afin d'accroître la confiance en l'évaluation et par conséquent, dans la décision visant à prendre des mesures.

Approche de la surveillance basée sur les risques

Dans l'approche basée sur les risques (Cardoso *et al.* 2010) une priorisation pragmatique est réalisée, permettant des déclarations générales concernant l'état environnemental à grande échelle tout en maintenant les exigences en matière de surveillance gérables.

Cette approche fondée sur les risques est particulièrement efficace pour les Objectifs écologiques qui sont spatialement contrastés et lorsque les pressions sont appliquées à des emplacements spécifiques. Il est recommandé de cartographier les pressions susceptibles d'avoir les impacts les plus importants ainsi que la vulnérabilité des différentes priorités de l'écosystème. Cardoso *et al.* (Cardoso *et al.* , 2010)) recommandent la priorisation au moyen d'une évaluation préalable de :

- | | |
|------|--|
| i. | la distribution de l'intensité ou la sévérité des pressions dans l'ensemble de la région, |
| ii. | l'étendue spatiale des pressions liée aux propriétés de l'écosystème éventuellement impactées, |
| iii. | la sensibilité/vulnérabilité ou résilience aux pressions des propriétés écosystémiques, |
| iv. | la capacité des propriétés écosystémiques à se remettre des impacts et la vitesse d'une telle rémission, la mesure dans laquelle les fonctions écosystémiques peuvent être altérées par les impacts, |
| v. | le cas échéant, délai et durée de l'impact par rapport à l'étendue spatiale et temporelle des fonctions écosystémiques particulières (par ex. abri, alimentation, etc.). |

La variation de l'échelle des conditions et impacts environnementaux des pressions signifie que les évaluations du BEE peuvent commencer avec les sous-régions les plus sensibles et subissant les plus gros impacts. Si l'état écologique dans ces régions est « bon », alors on peut estimer que l'état dans la région plus large est bon. En revanche, si l'état écologique dans la sous-région n'est pas « bon », alors la surveillance et les évaluations sont réalisées en plusieurs étapes sur des sites supplémentaires selon le gradient de pression ou de sensibilité. La taille des mesures appropriées le long du gradient dépendra de la nature de ce dernier et de la manière dont les conditions environnementales sont dégradées. Il peut grandement varier selon les cas (Cardoso *et al.* 2010).

Dans certains cas, il est impossible d'identifier un état d'une manière claire, soit au sein du BEE ou à l'extérieur. Dans ces cas-là, le principe de précaution doit s'appliquer. Quand, sur la base du meilleur savoir actuel disponible, des frontières intérimaires ou des alternatives pour un état variant entre un BEE réalisé et un BEE non réalisé, peuvent être déterminées, l'état environnemental dans cette marge-là doit être classé comme non BEE. Quand les alternatives et les frontières intérimaires ne peuvent pas être définies, la classification doit se baser sur une description qualitative et un jugement d'expert. Selon le principe de précaution, l'ambiguïté de la classification ne doit pas être utilisée pour repousser une action. Les actions qui en résultent dépendront des manquements dans les cas individuels. Les actions comprennent au moins celles visant à combler ces manquements afin d'opter pour une approche quantitative, p. ex. à travers des méthodes améliorées, une plus grande surveillance et des recherches complémentaires, et ce d'une manière rentable.

Prise en compte des différences dans la connaissance scientifique pour chaque objectif écologique (recommandation globale 6)

Il est largement admis que pour certains objectifs écologiques, le niveau de connaissance scientifique est plus développé que pour d'autres. Par exemple, les contaminants et l'eutrophisation sont déjà abordés, dans une certaine mesure, par les réglementations existantes et certaines spécifications existent concernant le BEE pour ces objectifs écologiques. Pour certains objectifs écologiques tels que le bruit et la biodiversité, les connaissances sont nettement plus réduites et ces domaines n'ont pas été abordés dans le passé ou dans un contexte différent. La limitation des connaissances pour certains objectifs écologiques doit conduire à certains

efforts spécifiques de surveillance, à commencer par la surveillance d'inspection qui sera fondée sur des développements scientifiques les plus récents.

5. Conditions globales à être traitées par le Programme de surveillance intégré ECAP

Le Programme de Surveillance Intégré de l'ECAP traitera des conditions suivantes:

Nécessité de fournir des informations pour une évaluation de l'état écologique et pour l'estimation de la distance et des progrès vers l'atteinte du Bon état écologique.

- Nécessité d'assurer la génération d'informations permettant l'identification d'indicateurs durables pour les cibles environnementales ECAP ;
- Besoin d'assurer la génération d'informations permettant l'évaluation de l'impact des mesures prospectives à définir par les Parties contractantes conformément à la feuille de route ECAP ;
- Nécessité d'inclure les activités afin d'identifier les causes du changement et ainsi, les éventuelles mesures correctrices qui seraient nécessaires afin de restaurer le Bon état écologique, lorsque les déviations de l'état désiré ont été identifiées ;
- Nécessité d'inclure des activités afin de confirmer que les mesures correctrices apportent les changements souhaités et non des effets secondaires indésirables ;
- Nécessité d'agrèger les informations sur la base des sous-régions marines. Nécessité d'assurer la comparabilité des résultats et méthodes d'évaluation au sein et entre les sous-régions marines ;
- Nécessité de développer des spécifications techniques et des méthodes standardisées pour la surveillance au niveau régional, afin d'assurer la comparabilité des informations ;
- Nécessité d'assurer, dans la mesure du possible, la compatibilité avec les programmes existants développés au niveau régional et international afin de favoriser la cohérence entre ces programmes et éviter le chevauchement des efforts, en faisant usage des lignes directrices de surveillance les plus pertinentes pour la région ou sous-région marine concernée ;
- Nécessité d'inclure, dans le cadre de l'évaluation initiale, une évaluation des principaux changements dans les conditions environnementales et le cas échéant, les questions nouvelles ou émergentes ;
- Nécessité d'aborder, dans le cadre de l'évaluation initiale et de ses révisions conséquentes, les éléments pertinents listés dans les tableaux suivant, y compris leur variabilité naturelle et pour évaluer les tendances vers la réalisation des cibles environnementales ECAP en utilisant, le cas échéant, les indicateurs mis en place et leurs points de référence limites ou cibles.

Caractéristiques
<i>Éléments physiques et chimiques</i>

- Topographie et bathymétrie du fond marin.
- Températures annuelles et saisonnières, vitesse actuelle, remontée, exposition aux vagues, caractéristiques de mélange, turbidité, temps de résidence,
- Distribution spatiale et temporelle de la salinité,
- Distribution spatiale et temporelle des éléments nutritifs (DIN, TN, DIP, TP, TOC) et de l'oxygène,
- Profils pH, pCO₂ ou information équivalente utilisée pour mesurer l'acidification marine.
- Topographie des écosystèmes et paysages côtiers

Types d'habitats

- Le(s) type(s) d'habitat(s) prédominant du fond marin et de la colonne d'eau, avec une description des éléments caractéristiques physiques et chimiques tels que la profondeur, la température de l'eau, les courants et autres circulations de l'eau, la salinité, la structure et la composition des substrats du fond marin.
 - Identification et cartographie des types d'habitats spéciaux, en particulier ceux reconnus ou identifiés dans les protocoles, directives et accords des conventions régionales ou des conventions internationales comme étant d'intérêt particulier sur le plan scientifique ou de la biodiversité.
 - Les habitats dans les régions qui en vertu de leurs caractéristiques, leur emplacement ou leur importance stratégique, méritent une référence particulière. Cela peut inclure les zones sujettes à des pressions intenses ou spécifiques ou celles nécessitant un régime de protection particulier.

Éléments biologiques

- Une description des communautés biologiques associée à celle des habitats prédominants des fonds marins et de la colonne d'eau. Elle inclura des informations sur les communautés de phytoplancton et de zooplancton, y compris les espèces et la variabilité saisonnière et géographique.
- Informations sur les angiospermes, les macroalgues et la faune benthique invertébrées, y compris la composition des espèces, la biomasse et la variabilité annuelle/saisonnière.
- Informations sur la structure de la population de poissons, y compris l'abondance, la distribution et la structure âge/taille des populations.
- Une description de la dynamique des populations, la répartition et le statut actuels des espèces de mammifères et reptiles marins se trouvant dans la région ou sous-région marine.
- Une description de la dynamique de la population, la répartition et le statut actuels et naturels des espèces d'oiseaux marins de la région ou sous-région marine.
- Une description de la dynamique de la population, la répartition et le statut actuels et naturels d'autres espèces de la région ou sous-région marine sujettes à des conventions, protocoles ou directives régionales ou des accords internationaux.
- Un inventaire de l'occurrence temporelle, de l'abondance et de la distribution spatiale des espèces non indigènes, exotiques ou, le cas échéant, les formes génétiquement distinctes d'espèces indigènes, présentes dans la région ou sous-région marine.

Autres éléments

- Une description de la situation concernant les produits chimiques, y compris ceux sources de préoccupations, la contamination des sédiments, les « points chauds », les questions sanitaires et la contamination du biote (en particulier le biote destiné à la consommation humaine),
- Une description de tout autre élément ou caractéristique typique ou spécifique à la région ou sous-région marine.

Pressions et impacts
<i>Perte physique</i>
<ul style="list-style-type: none"> — Étouffement (par ex. structures anthropiques, élimination de boues de dragage), — Scellage (par ex. par des constructions permanentes). <p>Changement d'utilisation des sols des écosystèmes et paysages côtiers et perturbation physique en raison de l'influence de structures artificielles, construites par l'homme.</p>
<i>Dommages physiques</i>
<ul style="list-style-type: none"> — Changement de l'envasement (par ex. par les émissaires, l'augmentation des ruissellements, dragage/élimination des boues de dragage). — Abrasion (par ex. impact sur le fond marin de la pêche commerciale, navigation de plaisance, ancrage). — Extraction sélective (par ex. exploration et exploitation des ressources vivantes et non vivantes sur le fond marin ou le sous-sol). — <i>Autres perturbations physiques</i> — Bruit sous-marin (par ex. transport maritime, activités pétrolières et gazières, équipement acoustique sous-marin). — Déchets marins. — Nettoyage des plages par des moyens mécaniques, exploitation des sables et rechargement en sable des plages.
<i>Interférence avec des processus hydrologiques</i>
<ul style="list-style-type: none"> — Importants changements du régime thermique (par ex. déversements des centrales électriques). — Importants changements dans le régime de salinité (par ex. par les constructions faisant obstacle à la circulation de l'eau, prélèvement d'eau). <p><i>Altération des conditions hydrographiques (p. ex. en raison des constructions permanentes)</i></p> <ul style="list-style-type: none"> — Altérations significatives des caractéristiques de la profondeur, des courants et des vagues — Altérations significatives de la topographie et de la morphologie du fond marin
<i>Contamination par des substances dangereuses</i>
<ul style="list-style-type: none"> — Introduction de substances et composés non synthétiques (par ex. métaux lourds, hydrocarbures, résultant par ex. de la pollution par les navires, l'exploration et l'exploitation pétrolière, gazière et minérale, les dépôts atmosphériques, les apports des cours d'eau). — Introduction de composés synthétiques (qui sont pertinents pour l'environnement marin tels que les pesticides, agents antisalissures, produits pharmaceutiques, résultant par exemple de pertes provenant de sources diffuses, pollution par les navires, dépôt atmosphérique et substances biologiquement actives).
<i>Rejet systématique et/ou intentionnel de substances</i>
<ul style="list-style-type: none"> — Introduction d'autres substances, solides, liquides ou gaz dans les eaux marines, provenant de rejets systématiques et/ou intentionnels dans l'environnement marin, selon ce qui est autorisé conformément aux autres obligations régionales et/ou conventions internationales.
<i>Enrichissement en éléments nutritifs et matières organiques</i>

- Apports d'engrais et autres substances riches en azote et en phosphore (par ex. de sources ponctuelles et diffuses, y compris l'agriculture, l'aquaculture, les dépôts atmosphériques).
- Apports de matières organiques (par ex. à partir des égouts, de la mariculture, des apports des cours d'eau).

Perturbation biologique

- Introduction de pathogènes microbiens.
- Introduction d'espèces non indigènes et transferts.
- Extraction sélective d'espèces, y compris les captures accidentelles d'espèces non ciblées (par ex. par la pêche commerciale ou récréative).

6. Approches alternatives de surveillance qui pourraient être utiles pour l'échelle spatiale pertinente à l'ECAP PAM (tel qu'adapté à partir de Zampoukas et al., 2012)

6.1. Points d'ancrage et bouées

Les bouées captives et dérivantes ont été utilisées depuis longtemps dans les sciences océanographiques et côtières, mesurant un large éventail d'importantes variables physiques, chimiques et biologiques telles que la salinité, la température, la turbidité, l'oxygène dissout, les métaux traces, la pCO₂ et autres, selon le nombre d'instruments qu'elles peuvent gérer.

Les données peuvent être mesurées à haute fréquence sur des sites stratégiques et à différentes profondeurs grâce à un équipement de profilage sophistiqué. Les données sont ensuite transmises en temps réel à des observatoires terrestres au moyen de satellites de communication. L'efficacité des bouées a considérablement augmenté grâce aux avancées de la technologie, y compris les batteries solaires de stockage, les contrôleurs de stockage de données, les revêtements antisalissures écologiques. Le réseau de bouées ARGOS fournit des données des bouées qui sont périodiquement plongées en profondeur et qui transmettent des données lorsqu'elles reviennent à la surface.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Des visites périodiques de maintenance et de nettoyage des instruments sont requises. Elle fournit des mesures ponctuelles de la colonne d'eau.

6.2 Navires occasionnels / Système FerryBox

L'utilisation de navires marchands bénévoles pour collecter des données océanographiques peut s'avérer une composante rentable importante de tout programme de surveillance. Comme pour les points d'ancrage, les navires occasionnels peuvent être équipés de divers instruments afin de collecter les données liées à l'océanographie physique, chimique et biologique. Solution alternative à des navires de recherche chers et requérant beaucoup de temps, la flotte marchande, en particulier les ferries, offrent une fréquence régulière d'échantillonnage dans un vaste éventail de types d'eaux. Le système dit FerryBox est composé d'un système automatique continu pompant l'eau de mer sur le côté du bateau et la propulsant dans un circuit interne à vitesse constante afin d'effectuer les différentes mesures. La communauté FerryBox s'accroît sans cesse. Pour plus de détails concernant le système et les sociétés exploitantes, voir : <http://www.ferrybox.org>.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Mesures *transect* à un niveau de profondeur (surface ou sous la surface), utilisation de navires de pêche pour l'échantillonnage.

6.3. Enregistreur continu de plancton (CPR)

Le CPR est un instrument pour l'échantillonnage du plancton conçu pour être trainé par les bateaux. Le CPR est trainé à une profondeur d'environ 10 mètres. L'eau passe à travers le CPR et le plancton est filtré dans une bande de soie se déplaçant lentement. Dans le laboratoire, les échantillons CPR sont analysés de deux manières. L'Indice de coloration du phytoplancton (PCI), une estimation semi-quantitative de la biomasse phytoplanctonique est déterminée pour chaque échantillon. Ensuite, une analyse microscopique est effectuée pour chaque échantillon et les taxons de phytoplancton et de zooplancton sont identifiés et comptés. Le CPR peut réaliser des prélèvements dans des zones plus larges que les autres dispositifs de phytoplancton et zooplancton comme les bouteilles et les filets. Les données sur la biomasse nécessaires pour de nombreux indicateurs peuvent facilement être prélevées tandis que l'identification taxinomique nécessaire pour d'autres indicateurs nécessite les mêmes compétences et ressources humaines que les autres méthodes d'échantillonnage.

Le CPR a également été utilisé pour surveiller les microdéchets dans la colonne d'eau. Cependant, les échantillons CPR sont prélevés à environ 10m de profondeur et ne préleveront ainsi pas de débris flottants.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Le dispositif doit être trainé par un navire particulier à une vitesse spécifique.

6.4. Vidéo et imagerie sous-marines

La vidéo peut être utilisée pour prendre des images à la fois du fond de la mer et de la colonne d'eau. Les caméras vidéo peuvent être attachées à des navires océanographiques ainsi qu'à d'autres navires (ferry, navires de pêche, navires occasionnels). Selon la qualité des images enregistrées, ces dernières peuvent fournir des informations sur la structure du fond marin, la composition et l'abondance de biote benthique macroscopique et la composition et l'abondance de biote pélagique macroscopique. Les objets non vivants peuvent également être enregistrés. La technique obtient de bons résultats en termes de résolution et de contenu d'information, mais pas en ce qui concerne la charge de travail et la couverture de grandes surfaces.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Cette technique est mieux adaptée aux habitats et au biote benthiques. La résolution taxonomique n'est pas toujours comparable à celle obtenue au moyen des instruments traditionnels (par ex. bennes et carottiers), applicables aux enquêtes sur les déchets marins y compris la technologie d'acquisition et de reconnaissance d'images.

6.5. Acoustique dans l'eau

L'hydroacoustique (sondage acoustique ou sonar) est communément utilisée pour la détection, l'évaluation et la surveillance des caractéristiques physiques et biologiques sous-marines. La transmission très efficace du son dans l'eau fait de cette technique de télédétection un instrument hautement efficace dans la plupart des écosystèmes aquatiques et dans de multiples conditions environnementales, fournissant de ce fait un complément utile aux techniques d'échantillonnage fondé sur la capture.

Les sonars peuvent être utilisés pour la détection des populations animales et de plantes et fournir des informations sur leur abondance, taille, comportement et distribution. Elles sont déjà couramment utilisées dans l'environnement marin à la fois par les pêcheurs et les scientifiques spécialisés dans la pêche pour l'étude des populations de poissons. Les enquêtes hydroacoustiques sont des méthodes non intrusives pour la quantification de l'abondance et de la distribution des poissons. Les avancées dans la technologie acoustique et en particulier les logiciels d'analyse des données ont renforcé cette méthode ces dernières années. Même s'il existe des limitations en termes d'identification des espèces, les relevés acoustiques utilisés en conjonction avec d'autres méthodes ou tant que mesure relative, fournissent une métrique quantifiable au fil des ans.

La validation doit avoir lieu de manière simultanée par le biais de l'utilisation d'images sonar de haute résolution, de caméras sous-marines et autres méthodes.

Les sonars sont également utilisés pour la cartographie des habitats (principalement la profondeur, la rugosité et dureté du fond reflétant les différences dans les types de substrats). Plus récemment, la combinaison de différentes méthodes hydroacoustiques (à savoir échosondeur à simple faisceau, sonar à multiples faisceaux et sonar à balayage latéral) permet la classification spatiale du fond marin et de sa biote. Les images 3D en résultant sont de la même qualité et précision que celles du domaine de la biomédecine.

L'enregistrement de sons produits par les animaux marins (principalement les mammifères) peut éventuellement fournir des informations concernant leur abondance, leurs mouvements et l'emplacement de leurs habitats. Un projet lié est en cours en Catalogne, Espagne : <http://listentothedeep.com/>.

Des relevés hydrographiques utilisent des systèmes de sonar à balayage latéral pour la reconnaissance et la détection des objets. Le sonar à balayage latéral est utilisé, en général, avec un système de sonar à simple faisceau ou multifaisceaux pour répondre à l'ensemble des spécificités de couverture du fond. Les unités de terrain peuvent utiliser des modèles différents du sonar à balayage latéral dans le cadre de configurations remorquées ou installées sur la coque pour les opérations de relevés hydrographiques. En outre, les systèmes d'échosondeurs multifaisceaux peuvent être utilisés par les unités hydrographiques pour acquérir une couverture bathymétrique du fond complète ou partielle dans l'aire recensée, et ce pour déterminer les profondeurs les moins basses par rapport aux éléments critiques, tels les épaves, les obstructions et les dangers à la navigation, et pour une détection générale d'objets. Les unités de terrain peuvent recourir à différents modèles de systèmes multifaisceaux de type andain, installés sur la coque ou sur le poteau, pour les opérations de relevés hydrographiques.

Une couverture spatiale offshore est fournie. L'identification taxinomique n'est pas toujours au niveau des espèces.

6.6. LIDAR

“Light Detection And Ranging” ou LIDAR (Détection et localisation par la lumière) est une méthode utilisée, entre autres, dans les relevés hydrographiques pour mesurer la distance ou la profondeur en analysant les pulsions de la lumière laser reflétée par un objet. Ces systèmes de relevés sont, en général, montés sur aéronefs et apportent une couverture sans faille entre la terre et la mer.

Le LIDAR bathymétrique est utilisé pour déterminer la profondeur de l'eau. Les systèmes de LIDAR bathymétrique utilisent les pulsations de laser reçues à deux fréquences. La profondeur de l'eau est déterminée par la mesure du lapse de temps s'écoulant entre la transmission d'une pulsation et son signal de retour détectant le fond marin. Une pulsation infrarouge à une fréquence plus basse est reflétée à la surface de la mer alors qu'un laser vert à une fréquence plus élevée pénètre à travers la colonne de l'eau et reflète le fond. Les analyses de ces deux pulsations distinctes sont utilisées pour déterminer la profondeur de l'eau et l'élévation du littoral. En fonction de la clarté de l'eau, ces systèmes peuvent atteindre des profondeurs de 50 mètres.

Le LIDAR bathymétrique est utilisé pour acquérir des données dans des zones ayant des littoraux complexes et rudes. Les navires de surface sont souvent incapables d'opérer d'une manière efficace ou sûre dans ces zones-là, en raison des rochers, du varech ou des vagues déferlantes.

6.7. Télédétection

L'observation de la Terre (OT) par satellite fournit des informations à une fréquence élevée, à comparer avec les systèmes d'observation traditionnels, sur des zones importantes et éloignées des zones marines et côtières de manière très rentable, où uniquement quelques observations peuvent être effectuées au moyen des méthodes traditionnelles faisant usage des navires océanographiques. Les méthodes de télédétection par satellite confèrent également des méthodologies tout en tenant compte de la variabilité régionale et locale à une fréquence presque compatible avec la dynamique des processus marins et côtiers. De telles observations synoptiques ont grandement contribué à la surveillance de l'état du milieu marin en termes de propriétés physiques et biologiques et sont de plus en plus utilisées pour favoriser la gestion durable des ressources marines et côtières, y compris les pêches.

Les senseurs optiques à bord de satellites (par ex. MERIS sur ENVISAT : <http://envisat.esa.int/instruments/meris>) concernent la « couleur » de la surface de la mer, qui varie selon la concentration et la composition d'un large éventail de matières vivantes et non vivantes en suspension. La concentration en chlorophylle est un indice important : un pigment omniprésent dans toutes les espèces de phytoplancton est communément utilisé en tant qu'indice de la biomasse phytoplanctonique. D'autres produits d'intérêt composent la quantité totale de particules en suspension, les fractions pigmentées de matières organiques dissoutes, ainsi que certaines indications de groupes fonctionnels de phytoplancton. Les données sont accessibles gratuitement par le biais des agences spatiales ou des sites Internet spécifiques tels que le Système d'information sur l'environnement marin du Centre commun de recherche (<http://emis.jrc.ec.europa.eu>).

Les changements physiques des écosystèmes côtiers et les habitats en particulier peuvent être étudiés par l'utilisation d'images satellites ou de la photographie aérienne. Pour les changements d'utilisation des sols, la dynamique des sédiments et autres, l'utilisation des ensembles de données sur la couverture des sols CORINE est disponible pour des séries chronologiques spécifiques permettant par exemple de suivre des tendances. Les produits de couverture des sols sont créés par GlobCorine ou autres, par ex. les données multispectrales, suivant les catégories discrètes de couverture des sols Corine correspondant à la Directive INSPIRE.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Des senseurs optiques et thermiques passifs sont d'usage limité en cas de couverture nuageuse et d'angle solaire faible. La résolution taxinomique est restreinte aux groupes fonctionnels de phytoplancton.

6.8. Véhicules sous-marins autonomes (AUV) et planeurs sous-marins

Le développement de la technologie AUV pour les études marines et côtières s'est considérablement accéléré au cours de la dernière décennie comme alternative aux navires de recherches coûteux et nécessitant une logistique importante. Les AUV sont des dispositifs en forme de torpille se déplaçant librement et pilotés à distance depuis la surface, dans la zone du système de télémétrie à bord.

En raison d'un certain nombre de techniques de propulsion souvent alimentées par des batteries rechargeables, les AUV peuvent couvrir une grande distance (environ 16km) à différentes profondeurs afin de fournir une vision 3D de la colonne d'eau. Les planeurs sous-marins sont des AUV se propulsant à l'aide de techniques basées sur la flottabilité, augmentant l'autonomie sous-marine du véhicule pour des observations sur une échelle de temps plus longue. La charge utile scientifique des AUV et des planeurs peut être établie avec les instruments physiques et bio-optiques mesurant les variables relatives à la qualité de l'eau (tels que les éléments nutritifs et les contaminants), la biomasse de phytoplancton, en plus des propriétés physiques et géochimiques telles que la

température, l'oxygène et la conductivité. Ils peuvent également transporter des caméras vidéo afin de photographier les organismes (principalement pélagiques) et/ou les débris et également des détecteurs de signaux acoustiques passifs.

Une couverture spatiale offshore est fournie. Le coût dépend des instruments de bord. Une expertise technique considérable est nécessaire.

7. Assurance et Contrôle de la Qualité (QA/QC)

La précision et la comparabilité des données collectées constituent une condition-clé pour la destruction et l'évaluation de l'état et pour l'évaluation des influences anthropiques et des mesures requises. Les mesures de l'Assurance (QA) et du Contrôle (QC) de la Qualité veillent à ce que les résultats de surveillance d'une qualité donnée soient obtenus à travers la région de la Méditerranée et en tout moment.

Le processus QA/QC doit apporter la confiance dans l'ensemble du processus analytique, à partir de l'échantillonnage jusqu'à l'élaboration de rapports, pour tous les paramètres de surveillance, à partir de la surveillance à l'échelle nationale, sous-régionale et régionale. La surveillance doit apporter les données représentatives du site et du moment de la prise d'échantillons. Pour la surveillance de la tendance temporelle en particulier, il est hautement important d'effectuer des analyses crédibles et reproductibles au fil de décennies. Ainsi, de telles analyses nécessitent des procédures bien documentées et des analystes bien expérimentés.

Le processus QA/QC semble être limité par les méthodes et les spécificités techniques. Toutefois, il est important pour toute la chaîne de surveillance de définir les objectifs à réaliser le BEE concernant les indicateurs et les paramètres afin de déterminer les conditions de surveillance jusqu'à concevoir et appliquer le programme de surveillance afin de collecter et d'évaluer les données de surveillance. Les données de surveillance doivent permettre une bonne évaluation de l'état, dans le temps et dans l'espace. Commençant avec une évaluation du programme de surveillance en place, un processus itératif permettra une plus grande modification et révision du programme de surveillance. Les programmes de surveillance doivent être adaptés à de nouvelles visions, en veillant à ce que la séquence temporelle demeure intacte autant que possible. L'échange des meilleures pratiques, l'inter-étalonnage et les activités d'harmonisation développeront ce processus et feront la lumière sur les insuffisances et les défaillances, ce qui aboutira à des approches de surveillance comparables, basées sur des principes de surveillance communément approuvés.

Le processus QA/QC s'applique également au stockage et à l'échange de données. Cela comprend les normes communes de gestion de données et l'interopérabilité technique et sémantique entre les systèmes de gestion de données.

8. Analyse Coût-bénéfice

Coûts, bénéfices et gouvernance des programmes de surveillance

Le processus de l'Approche écosystémique répond au besoin de prendre en compte l'importance du coût et des bénéfices des programmes de surveillance.

Il est primordial d'assurer que le Programme de surveillance et d'évaluation intégrées sera rentable. Afin d'y parvenir, les recommandations suivantes peuvent être tirées des meilleures pratiques existantes :

- (a) un travail spécifique est nécessaire pour la priorisation (à la fois au niveau du thème et de l'indicateur) des programmes de surveillances afin d'aborder les risques les plus importants et répondre aux besoins d'évaluation/de gestion,
- (b) l'un des principaux critères pour la priorisation est la pertinence des critères et indicateurs des mesures/pressions puisqu'ils renvoient à l'élément de gestion,
- (c) trouver des moyens plus innovants et efficaces de réaliser la surveillance sera un atout important pour répondre aux exigences de surveillance ECAP dans le contexte des contraintes environnementales et économiques,
- (d) les éventualités de coopération entre pays (bilatérale ou au niveau subrégional) doivent être explorées en tant qu'exécution rentable des programmes de surveillance (l'opportunité pour l'UE de contribuer à la rentabilité par le biais des services Copernicus en offrant des produits de données dans les résolutions pertinentes pour les usages nationaux et régionaux en soutien au processus de l'Approche écosystémique pourrait être examinée),
- (e) dans le cadre de ces potentiels programmes multidisciplinaires de surveillance intégrée, il sera nécessaire de maximiser l'utilisation des ressources existantes (par ex. temps-navire en améliorant l'efficacité des programmes existant (par ex. utilisation du surplus de capacité),
- (f) l'éventualité d'utiliser la surveillance par l'industrie des effets environnementaux de leurs activités (suite à des évaluations initiales d'impact) peut être explorée en tant que moyen efficace d'évaluer la nature et la portée des impacts environnementaux dans les eaux marines (si une telle surveillance est effectuée selon les normes spécifiques, garantit la qualité et fournit des données compatibles avec d'autres programmes de surveillance, alors elle peut réduire les coûts des Parties contractantes),
- (g) les outils de prise de décision peuvent également aider à concevoir des programmes de surveillance efficaces et efficaces (par ex. afin de déterminer la résolution spatiale et temporelle nécessaire ou les possibilités pour l'intégration de techniques).
- (h) La gouvernance des programmes de surveillance est organisée (par ex. répartition claire des responsabilités, allocation de ressources, etc.). Il doit également y avoir des accords de coordination clairs si différentes administrations jouent un rôle dans la mise en œuvre des programmes de surveillance. La réponse à ces questions permettra entre autres de rationaliser les ressources existantes, augmenter la transparence et renforcer la reddition de comptes.

Les coûts de la surveillance environnementale doivent être examinés à la lumière de la certitude que le processus de surveillance apporte pour comprendre la santé de l'environnement marin au vu des avantages socio-économiques de la réalisation du BEE (p. ex. les avantages socio-économiques de la réalisation du BEE peuvent-ils compenser le coût de surveillance de l'état et les coûts des mesures nécessaires à le réaliser?). La surveillance peut être considérée comme 'une police d'assurance' qui dote les Parties Contractantes du savoir selon lequel, l'environnement marin dont elles dépendent offre les biens et les services nécessaires, en bon état, ou est sur la voie menant vers un bon état.

Après la garantie de l'utilisation de méthodes rentables et l'identification de possibilités pour maximiser la rentabilité du programme de surveillance, il est également nécessaire de garantir que la mise en œuvre du Programme de surveillance intégrée sera possible dans l'ensemble du bassin méditerranéen. Pour ce faire, il sera nécessaire d'évaluer les capacités du pays, en tenant compte du point de départ des programmes de surveillance pertinents déjà mis en œuvre.

9. Vers une philosophie d'évaluation commune

Aux fins de l'EcAp, une évaluation est un processus et un produit. En tant que processus, une évaluation est une procédure en vertu de laquelle les informations sont collectées et évaluées suivant des orientations, des règles et des méthodes approuvées. Elle est effectuée de temps à autre pour déterminer le niveau de savoir disponible et évaluer l'état environnemental. En tant que produit, une évaluation est un rapport qui synthétise et documente ces informations, présentant les résultats du processus d'évaluation, selon une méthodologie définie, en général, et menant à une classification de l'état environnemental par rapport au BEE. Dans le cadre de l'EcAp, les éléments à analyser dans une évaluation ont été déterminés, ainsi que les critères pour l'évaluation de chaque Objectif Ecologique.

Le rapport de l'évaluation initiale de 2011 mené dans le cadre du processus de l'EcAp visait à fournir une évaluation mise à jour de l'état environnemental et faire référence aux éléments déterminant un « bon état environnemental » et aux conditions nécessaires en termes « d'objectifs environnementaux » pour orienter le progrès à partir de l'état actuel et réaliser ou maintenir le BEE. A travers l'identification des caractéristiques et des spécificités essentielles, d'une part, et des impacts et pressions prédominantes, d'autre part, l'évaluation initiale devrait aider à centrer l'attention sur l'échelle spatiale concernée, sur ces zones qui nécessitent de l'action pour réaliser ou maintenir le BEE.

Les évaluations à l'avenir des caractéristiques, des pressions et des impacts auront besoin d'évaluer l'état environnemental actuel en matière de BEE et, par conséquent, évaluer l'écart entre l'état actuel et le BEE. Il s'agit de la base pour identifier les objectifs environnementaux appropriés par rapport à l'état, à l'impact ou à la pression afin de combler le fossé entre l'état actuel et le BEE afin d'améliorer l'état ou veiller au maintien d'un bon état. A ces fins, le BEE et les objectifs environnementaux doivent être quantifiés ou quantifiables autant que possible.

Les programmes de surveillance dans le cadre de l'EcAp ont besoin de soutenir des évaluations de l'état et de l'efficacité des mesures chaque six ans et de soutenir également les évaluations régulières du progrès en matière d'objectifs et de BEE. L'évaluation dépend des mesures, des objectifs et des critères pertinents, ainsi que des questions émergentes, et ce pour permettre aux Parties Contractantes de passer en revue et, si nécessaire, d'adapter leurs stratégies marines.

Ainsi, toute évaluation suivant l'évaluation initiale et les corrections respectives devront répondre d'une manière croissante aux conditions de l'EcAp ; les informations devront être générées par des programmes de surveillance adaptés. Cela signifie que les évaluations, suivant le premier cycle de l'EcAp, devraient prendre en considération l'ensemble des caractéristiques pertinentes et des critères et indicateurs qui leur sont associés, ainsi que les approches communes d'évaluation.

Il est à noter également que le choix du moment de l'évaluation prochaine par rapport à l'établissement d'un programme de mesures signifie qu'il ne serait pas possible de déterminer tout l'impact de toute mesure de gestion sur l'état général. Cela est largement dû aux retards associés à la collecte et au traitement de données environnementales. Un retard peut également émerger au sein de l'écosystème, réagissant à toute mesure mise en place.

Quand il s'agit de considérer l'évaluation de l'état environnemental, il serait utile de faire la lumière sur la distinction entre ces Objectifs Ecologiques relatifs à l'état et ceux qui traitent de pressions spécifiques.

A travers cette distinction, il serait tout à fait approprié que les Objectifs Ecologiques (OE) 1 (Biodiversité), 3 (Stocks de poissons commerciaux), 4 (Réseaux trophiques), 6 (Intégrité du fond marin) et 8 (Paysages et Ecosystèmes côtiers), puissent, vu leur lien avec l'état écologique, être regroupés pour exprimer la condition générale ou la santé de l'environnement marin et côtier, qui comprend le fonctionnement de l'écosystème. En

effet, cela signifierait que la réalisation générale du BEE serait impossible si l'un des cinq critères des "cinq" Objectifs Ecologiques (1, 3, 4, 6 et 8) liés à l'état ne respecte pas les caractéristiques convenues du BEE.

Toutefois, cette approche peut s'avérer inappropriée pour le reste des Objectifs Ecologiques liés à la pression (OE2 (Espèces non indigènes), OE5 (Eutrophisation), OE7 (Conditions Hydrographiques), OE9 (Contaminants), OE10 (Déchets marins) et OE11 Energie); il serait approprié pour l'OE3 (Stocks de poissons commerciaux) en ce qui concerne les aspects relatifs aux pressions et vu la relation souvent complexe entre la pression, l'état et l'impact. Il serait par exemple possible, pour l'évaluation d'une pression, d'indiquer la non-réalisation du BEE concernant l'Objectif Ecologique, bien que les Objectifs Ecologiques 1, 3, 4, 6 et 8, répondant toujours à l'état environnemental général convoité, incarnent l'objectif général de l'EcAp.

Une évaluation du BEE

Selon l'EcAp, les Parties Contractantes doivent traiter de l'état général de leurs eaux marines dans leurs évaluations, à travers tous les critères, les indicateurs et les Objectifs Ecologiques pertinents.

En pratique, le BEE sera tout d'abord évalué au niveau des Objectifs Ecologiques selon les critères et les indicateurs déterminés dans le cadre de l'EcAp. Un degré de pondération et un jugement d'expert seront nécessaires pour aboutir à une conclusion générale selon laquelle le BEE est réalisé, tout d'abord au niveau du critère, ensuite au niveau de l'Objectif Ecologique. L'EcAp ne montre pas clairement si les Parties Contractantes sont appelées à s'approfondir davantage en assurant une évaluation générale montrant si le BEE est réalisé dans les eaux nationales. D'aucuns estiment que le système naturel ne suit pas la ségrégation selon les Objectifs Ecologiques qui doivent être considérés comme une seule entité, et ce afin que l'évaluation générale ne se limite pas tout simplement à la collecte des résultats des évaluations du BEE pour chaque Objectif Ecologique. A cette fin, il y aurait nécessité de développer les méthodologies.

Dans tous les cas, afin de donner une idée exhaustive de la situation, les Parties Contractantes peuvent envisager d'inclure les évaluations individuelles au niveau de l'Objectif Ecologique dans une considération générale relative à la réalisation du BEE. A ce stade-là, il est possible de mettre en application les considérations formulées dans la section précédente relative à la réalisation du BEE général si les OE 1, 3, 4, 6 et 8 réalisent le BEE.

Pour élaborer ce point davantage et avoir une évaluation réellement intégrée de l'état environnemental, les évaluations de critères et d'indicateurs dans le cadre des onze Objectifs Ecologiques peuvent être consolidées. En particulier, les Objectifs Ecologiques 1, 3, 4, 6 et 8 peuvent être consolidés pour exprimer la condition ou la santé de l'environnement marin et côtier. Il serait approprié, à cet égard, d'appliquer le principe selon lequel le pire résultat de tout critère dans le cadre de l'un de ces cinq Objectifs Ecologiques reflètera l'évaluation générale de la réalisation ou la non-réalisation du BEE, p. ex. si l'un échoue, tous les autres échouent et le BEE ne peut pas être réalisé. Appliquer ce principe à plusieurs autres Objectifs Ecologiques semble inapproprié. Toutefois, vu le nombre élevé des résultats des évaluations individuelles et "internes" non pertinentes des Objectifs Ecologiques, y compris la possibilité qu'au moins une évaluation des indicateurs ou des critères demeurera au niveau du "Non-BEE" pour une longue période ou pour toujours, bien que cela n'affecte par le BEE pour les OE 1, 3, 4, 6 et 8. L'application du principe peut s'avérer également difficile parce que les espèces pourraient disparaître ou changer leur aire de distribution en raison des phénomènes naturels ou pour des raisons difficiles à établir. Ceci ne signifie pas que le BEE n'est pas atteint. Ce principe peut être appliqué dans le cadre de certains Objectifs Ecologiques fondés sur la pression, tels OE5 (Eutrophisation) et OE9 (Contaminants).

En général, il est à noter qu'une telle évaluation générale n'est pas isolée. Elle illustre l'état de l'environnement marin à partir de la perspective écologique et doit être complétée par des évaluations spécifiques des Objectifs

Ecologiques pertinents, portant sur les activités humaines ou les impacts sur l'environnement marin (p. ex. OE2 Espèces non indigènes, OE5 Eutrophisation, OE9 Contaminants, OE10 Déchets marins, OE11 Energie (y compris le bruit). Ces évaluations "isolées" constituent la base pour le développement d'objectifs environnementaux afin de guider le progrès vers la réalisation du BEE dans l'environnement marin. Sur la base de ces objectifs, des programmes de mesures doivent être formulés. En conséquence, les Objectifs Ecologiques liés à la pression et à l'impact représentent des vis de réglage pour aller de l'avant vers le BEE.

A ce stade-là, il est possible, en principe, de regrouper les onze Objectifs Ecologiques en deux clusters (état et pression). Dans le cadre du cluster basé sur l'état (OE1, 3, 4, 6 et 8), l'agrégation peut avoir lieu au niveau de l'Objectif Ecologique, ce qui aidera à identifier les chevauchements et les redondances évidentes et consolider les liens entre les critères et les indicateurs. Dans le cadre du cluster basé sur la pression, l'agrégation au plus haut niveau peut ne pas s'avérer pratique pour les raisons auxquelles il a été fait référence au préalable. Toutefois, cela peut s'avérer possible dans certains cas au niveau des critères et des indicateurs au sein d'un Objectif Ecologique. A ce stade-là, cela demeure un plan conceptuel qui requiert davantage de développement pour soutenir d'autres évaluations à l'avenir.

Catégories de l'état de l'évaluation – Bon et mauvais.

L'EcAp catégorise/classe l'état d'une aire marine; il est donc soit un état environnemental « bon » ou « mauvais » (BEE réalisé ou non réalisé). Dans ce sens-là, l'EcAp n'est pas particulièrement flexible. L'adoption de deux classes/catégories d'évaluation dépeint une situation où tout est noir ou blanc, ce qui rend difficile de voir si le progrès sur le terrain vers la réalisation ou non du BEE est réel.

Il est également possible, dans le cadre d'évaluations successives, d'avoir une meilleure compréhension dans plus d'aires identifiées d'une manière progressive, comme réalisant ou non le BEE, ce qui montre, d'une manière qui peut s'avérer erronée, que les pressions augmentent et aboutissent à une dégradation de l'état ou, inversement, les mesures de gestion génèrent un effet positif sur l'état.

Pour plusieurs aires marines, il est également imaginable qu'il y ait une évolution significative de l'état, sans toutefois parvenir au BEE. Ce mouvement positif vers la réalisation du BEE ne serait pas reflété dans le cadre de l'approche courante des deux catégories. Une plus grande précision peut être apportée par l'ajout de catégories/de classes d'évaluation, ce qui confère une plus grande transparence à la représentation de notre progrès vers la réalisation du BEE. Une telle transparence s'avère cruciale pour transmettre une image positive et précise au public, aux politiciens et aux directeurs environnementaux.

Compte tenu de cela, différentes options peuvent être envisagées pour montrer le progrès vers la réalisation du BEE. Une option consisterait à maintenir les deux classes d'évaluation et à utiliser les tendances pour montrer le progrès. D'autres options comprennent une augmentation des catégories/des classes d'évaluation ou l'utilisation d'étendues. D'autres peuvent envisager cinq classes (état écologique) et deux classes (état chimique) pour les eaux côtières et deux classes pour les eaux au-delà des eaux côtières. Une autre approche consisterait à appliquer cinq catégories aux éléments liés à l'état et à la pression, tels: GES réalisé/maintenu, état amélioré/pression diminuant, pas de changement, état dégradé/pression augmentée, et non connu.

Si une approche multi-classes est à adopter, il est probable que la Convention de Barcelone continue à exiger l'élaboration de rapports par deux classes. Toutefois, cela serait facile à réaliser vu que toutes les catégories/classes n'ayant pas le BEE peuvent être regroupées en une. En conclusion, les Parties Contractantes devraient tenter, au moins, d'apporter une indication sur la direction des tendances dans leurs évaluations nationales et envisagent qu'il serait possible d'adopter les catégories susmentionnées pour soutenir la coordination régionale.

II. ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE OE1: LA BIODIVERSITE

1 Introduction

La définition de la biodiversité la plus largement approuvée est celle figurant dans la Convention sur la Diversité Biologique (CBD)¹: “la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces, ainsi que celles des écosystèmes”.

La Méditerranée, probablement en raison des nombreuses stations de recherche marine dans le cadre de ses frontières, est l'une des mers les plus étudiées de par le monde. Les estimations les plus récentes des espèces marines méditerranéennes, prises de compilations de travaux précédents, énumèrent environ 17 000 espèces marines. Cependant, les estimations de la diversité marine sont toujours incomplètes à ce jour - des espèces non décrites seront ajoutées à l'avenir. La diversité des microbes est particulièrement sous-estimée et des portions des régions du Sud et de l'Est demeurent méconnues. En outre, l'invasion des espèces exotiques représente un facteur crucial qui continuera à changer la biodiversité de la Méditerranée, particulièrement dans son bassin oriental qui peut rapidement se disséminer vers le Nord et vers l'Ouest, en raison du réchauffement de la Méditerranée.

La Méditerranée est un point chaud de la diversité marine. Les points chauds de la biodiversité sont caractérisés par des niveaux extrêmement hauts d'endémisme (20-30%), faisant référence aux espèces vivant uniquement dans la Méditerranée, d'une part, et par des niveaux critiques de perte d'habitats, d'autre part, faisant l'objet essentiellement des efforts de conservation.

La diversité biologique élevée peut être liée aux caractéristiques géomorphologiques et hydrographiques spécifiques du bassin méditerranéen, à son histoire géologique et à sa position en tant qu'interface entre les biomes tempérés et tropicaux qui lui permettent d'accueillir des espèces à affinité chaude et froide.

La flore et la faune de la Méditerranée sont distribuées d'une manière différente entre ses différents bassins: 87% des formes de vie connues dans la Méditerranée sont présentes dans la Méditerranée Occidentale, 49% dans l'Adriatique et 43% dans la Méditerranée Orientale. Toutefois, de nombreuses espèces sont présentes dans deux ou trois bassins. De même, les espèces endémiques sont plus nombreuses dans l'Ouest de la Méditerranée.

Des tendances temporelles montrent que la surexploitation et la perte d'habitats sont les principaux moteurs humains de changements historiques dans la biodiversité. De nos jours, la dégradation et la perte de l'habitat, suivies par l'impact de la pêche, la pollution, le changement climatique, l'eutrophisation et l'établissement d'espèces non indigènes constituent les menaces les plus importantes et affectent le plus grand nombre de groupes taxonomiques. Tous ces impacts devraient gagner de l'ampleur à l'avenir, particulièrement le changement climatique et la dégradation de l'habitat. L'identification spatiale des points chauds fait la lumière sur l'importance écologique des plateformes méditerranéennes occidentales (particulièrement le Déroit de Gibraltar et la Mer d'Alboran adjacente), la côte de l'Afrique de l'Ouest, l'Adriatique et la Mer Egée, qui font état de concentrations élevées d'espèces en danger, menacées ou vulnérables. Le Bassin Levantin, sévèrement marqué par l'invasion d'espèces non indigènes, est considéré en danger également (Coll et al, 2010).

¹ <http://www.cbd.int/>

Il est vrai qu'il n'existe pas encore en place un programme de surveillance systématique et coordonné pour les composantes de la biodiversité (afin d'assurer des données systématiques pour l'évaluation) dans le cadre du PNUE / PAM. Toutefois, les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone sur la Protection de l'Environnement marin et côtier de la Méditerranée (Convention de Barcelone) sont appelées, dans le cadre du Protocole relatif aux Aires Spécialement Protégées et à la Biodiversité (ASP/BD) de la Convention de Barcelone de dresser, entre autres, des inventaires et des activités de surveillance visant les composantes de la diversité biologique. Le programme de travail du Centre d'Activités Régional des Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) du PAM pour l'exercice biennal 2012-2013 visait à aider les pays à mener une étude de terrain et à assurer le contrôle et la cartographie de la biodiversité, dans le cadre de leurs obligations en vertu du Programme d'Action Stratégique pour la Biodiversité (PAS BIO). Parmi les activités-clés, la cartographie des prairies sous-marines et d'autres assemblages et habitats d'importance particulière pour l'environnement marin dans les aires méditerranéennes, l'élaboration d'un atlas de la distribution des prairies sous-marines dans la Méditerranée, l'élaboration d'une base de données sur les espèces exotiques envahissantes méditerranéennes marines (MAMIAS) et la consolidation du système de surveillance méditerranéen pour les composantes-clés de la biodiversité. Dans le cadre du processus pour l'adoption, la mise à jour et l'exécution de politiques, de lignes directrices et de plans sur le plan régional, nécessaires pour l'application effective de la Convention, des Protocoles et des Stratégies, les Parties Contractantes à la Convention de Barcelone et ses Protocoles ont appelé le Secrétariat, à la dix-septième réunion ordinaire (Paris, France, 8-10 février 2012), pour évaluer le progrès effectué dans l'application du PAS BIO et définir ses options et les nouvelles orientations sur les niveaux national et régional durant les prochaines années.

Les Parties ont souligné l'importance de prendre en considération les Objectifs Ecologiques adoptés pour la Méditerranée dans le cadre du processus de l'EcAp et des Objectifs d'Aichi pour la Biodiversité adoptés par la CBD dans les nouvelles options du PAS BIO. Les nouvelles orientations, avec une forte priorité à l'égard d'une composante de surveillance, ont été définies en 2013 (PNUE, 2013).

Selon le processus de l'EcAp, la diversité biologique est maintenue quand la qualité et l'occurrence des habitats et la distribution et l'abondance des espèces sont en harmonie avec les conditions climatiques, géographiques et physiographiques en place. Elle couvre l'ensemble des espèces, des habitations et des pressions dans toutes les régions marines de la Méditerranée (des eaux côtières jusqu'aux mers ouvertes). Il est largement reconnu qu'il existe des liens entre l'OE1 (biodiversité), l'OE2 (espèces non indigènes), l'OE4 (réseaux trophiques) et l'OE6 (intégrité du sol marin), qui sont fréquemment traités ensemble, en tant que « thème de la biodiversité », vu que les données requises pour ces Objectifs Ecologiques se recoupent quand il s'agit de traiter de l'état et/ou de l'altération de la biodiversité, bien qu'il existe des descriptions séparées du BEE pour chaque objectif.

Sur un plan fondamental, les changements biologiques introduits aux écosystèmes marins seront soulignés par (a) les changements dans la performance d'espèces individuelles en raison des différents agents de stress, et (b) leurs interactions avec d'autres espèces, ce qui altèrera la biodiversité, la structure communautaire et les processus écosystémiques. Les facteurs de stress climatiques et non-climatiques s'associent pour influencer la structure communautaire à plusieurs niveaux, à travers les effets sur les assemblages régionaux, causés par des changements à grande échelle dans les distributions des espèces natives et non natives et à travers davantage de processus-cadres. De cette manière-là, les pools régionaux d'espèces seront filtrés pour générer une variation à petite échelle dans la structure communautaire.

Les changements globaux dans le climat et la chimie cadrée par l'océan prendront place inévitablement durant les prochaines décennies, avec des effets locaux et régionaux complexes. Les changements qui affecteront également, d'une manière directe, les écosystèmes marins altèreront aussi la résistance à l'écosystème et la résilience aux facteurs de stress non climatiques, tels que les nutriments et la pollution du pétrole, et ceux causés

par la pêche, le tourisme, les structures physiques et les bioinvasions. Les changements dans les écosystèmes marins affecteront également les services écosystémiques et les avantages socio-économiques qui leur sont associés. Bien que les changements mondiaux ne puissent pas être directement gérés à un niveau régional, la gestion adaptative des facteurs de stress locaux peut atténuer les impacts directs et les interactions potentiellement synergétiques avec les changements globaux à l'avenir.

Toutefois, de nos jours, nous ne comprenons pas comment les associations des multiples changements climatiques et non climatiques affecteront la biodiversité et les écosystèmes, ou encore les sociétés qui dépendent d'eux. Ainsi, nous avons une faible base pour planifier à l'avance afin de minimiser les effets combinés des facteurs de stress mondiaux et locaux et garantir des avantages durables à la société à partir des écosystèmes marins. Ceci représente en effet des défis particuliers à l'application de la Directive Cadre sur une Stratégie Marine (MSFD), qui nécessite, d'une manière urgente, l'amélioration des connaissances concernant les écosystèmes marins européens, pour que le Bon Etat Environnemental puisse être défini et réalisé dans le contexte de lignes de base changeantes sous l'effet du climat. Cette complexité a également besoin d'être reconnue à l'échelle méditerranéenne quand il s'agit de planifier un programme de surveillance de la biodiversité et des habitats, sur la base des risques, tel qu'il a été proposé par CORMON.

Malgré les efforts déployés par les pays méditerranéens, dont l'importance prend de l'ampleur de plus en plus, il existe toujours des écarts majeurs au niveau des informations et des données concernant de nombreuses composantes-clés de la biodiversité marine méditerranéenne. En effet, dans un nombre considérable des pays méditerranéens, les habitats et les espèces marines demeurent rarement étudiés alors que les connaissances portant sur l'abondance et la distribution des espèces, ainsi que l'état de conservation demeurent inégales.

2 Stratégie de surveillance

2.1. De l'idéal au pragmatisme

Il n'est pas pratique ou possible, voire nécessaire de surveiller tous les attributs et les composantes de la diversité biologique, à travers la région ou la sous-région. Ainsi, une approche pragmatique a besoin d'être adoptée, visant à utiliser des ressources d'une manière sage et maximiser les informations collectées pour refléter l'état général de la biodiversité (JRC, 2010). La relation entre les pressions environnementales et les principaux impacts sur l'environnement marin est prise en compte quant au site et à l'objet de surveillance (une relation indicative entre les pressions sur l'environnement marin et les principaux impacts est assurée dans l'Annexe IV). La stratégie suivante est recommandée:

- a. Le programme d'évaluation et de surveillance devrait être orienté vers une priorisation des composantes biologiques, des pressions et des sites à examiner, sur la base des risques;
- b. Une évaluation initiale des risques prend en considération l'ensemble des pressions (à partir des activités) dans une région/sous-région et identifie celles qui, sur la base de leur intensité, leur durée et leur étendue, semblent apporter le risque le plus élevé à la biodiversité (tout en soulignant que ce moyen peut ne pas être approprié pour évaluer les prédateurs supérieurs, où les liens de causalité par rapport aux pressions peuvent être mal compris). Ainsi, les chances de surveiller la biodiversité méditerranéenne dans son ensemble peuvent être réduites d'une manière significative à ces éléments qui sont considérés les plus à risque en raison des pressions anthropiques, ces dernières étant au centre des mesures de gestion en vue de réaliser/maintenir le BEE.
- c. Les programmes de surveillance de la biodiversité encore en place sont utilisés de la manière la plus appropriée, les rapprochant et les intégrant, autant que possible, pour répondre aux besoins des évaluations pour

cet Objectif Ecologique. L'intégration avec d'autres programmes de surveillance, y compris les autres Objectifs Ecologiques, serait également bénéfique.

d. Envisager l'utilisation des données de surveillance collectées à des fins réglementaires (par l'industrie ou par les autorités réglementaires) en tant que partie de l'ensemble du programme. Ceci pourrait nécessiter quelques ajustements pour mieux répondre aux exigences et aux normes plus élargies de cet Objectif Ecologique et de l'assurance-qualité appropriée.

2.2. Phase préparatoire du processus de surveillance

Un certain nombre de tâches préparatoires est nécessaire, tout d'abord, avant que le processus de surveillance ne soit divisé en une série de larges phases (JRC, 2010). Le développement d'une approche générale à la surveillance de la biodiversité serait un processus itératif. Ainsi, la séquence proposée ci-dessous nécessiterait quelque ajustement pour répondre le mieux à des circonstances particulières dans certaines régions/sous-régions et apporterait également des liens et des commentaires entre certaines tâches et phases.

Tâches préparatoires:

Tâche 1: Comparer les données environnementales et celles de l'activité humaine;

Tâche 2: Identifier les composantes de la biodiversité présentes dans la région ou la sous-région;

Tâche 3: Définir les aires d'évaluation écologiquement pertinentes;

Tâche 4: Définir l'état de référence (conditions);

Des conseils utiles concernant la manière d'élaborer les étapes décrites ci-dessus figurent dans l'Annexe I.

En général, le développement d'un programme de surveillance pour les évaluations ultérieures doit être basé sur une compréhension holistique de la région ou de la sous-région à évaluer. Compiler les informations pertinentes dans un Système d'Information Géographique (SIG) est recommandé pour permettre une compréhension spatiale (et temporelle) de la relation entre les activités humaines (qui causeraient des pressions nocives sur l'environnement) et des caractéristiques de l'environnement, y compris sa biodiversité.

2.3. Sélection des sites de surveillance

Surveiller la biodiversité dans le cadre de l'EcAp devrait se concentrer sur les soi-disant "sites représentatifs" dont les critères de sélection comprendraient, d'une manière indicative, ce qui suit:

- Les pressions et les risques/l'impact sur la biodiversité sont fortement liés, selon une approche basée sur le risque (habitats vulnérables, emplacement des espèces)
- La plupart des données historiques/des informations sont disponibles
- La surveillance bien ancrée est déjà en place (en général, non seulement pour la biodiversité)
- Les sites dont l'intérêt de la conservation et l'importance de la biodiversité sont élevés (selon les réglementations nationales, régionales ou internationales)
- Opinion d'expert

Quand il s'agit de prioriser les sites à surveiller, évaluer le risque des impacts en raison des pressions, sur la base de la distribution, de l'intensité et de la fréquence des activités humaines et des pressions qu'elles exercent sur l'environnement apporte une analyse importante qui constituerait la base de la stratégie de surveillance et du programme d'échantillonnage.

Le programme de surveillance devrait envisager l'ensemble des pressions éventuelles dans une zone d'évaluation. Les sites à surveiller devraient être priorisés pour couvrir au moins les zones suivantes:

a. Les zones d'influence à partir d'activités anthropiques qui devraient causer un impact sur la diversité biologique, la priorité étant donnée aux zones au risque le plus élevé²:

i. Activités de haute intensité;

ii. Activités multiples;

iii. Zones où les impacts peuvent être particulièrement sévères ou à long terme.

b. Zones considérées comme représentatives des conditions (de référence) non affectées (p.ex. ne faisant pas l'objet de ou n'étant pas affectées par les pressions):

i. Sans pression (autant que possible dans la zone d'évaluation);

ii. Représentant les conditions physiographiques et hydrologiques des zones soumises à des pressions identifiées dans (a) (y compris les mêmes écotypes ou les types de la même communauté).

La superposition de cartes dans un SIG contribuera à donner un aperçu holistique de la zone d'évaluation, des pressions anthropiques l'affectant et des sites des programmes actuels de surveillance. Ceci permettra la prise de décisions bien informées concernant la manière de prioriser les zones à envisager pour la surveillance.

Le niveau des pressions, qu'elles soient isolées, mixtes ou générant des impacts cumulatifs, affectera l'intensité des impacts, ainsi que leur étendue spatiale et leur développement temporel. Les échelles spatiale et temporelle du changement varieront également selon les conditions spécifiques de chaque région ou sous-région.

2.3.1 Surveillance dans les Aires Spécialement Protégées marines et côtières

La surveillance des Aires Spécialement Protégées marines et côtières dans le cadre du Protocole ASP/BD pourrait servir plusieurs objectifs:

- Sur la base de l'approche de risque, certaines aires protégées marines et côtières peuvent être conçues de cette manière-là, en raison du risque d'être soumis à des pressions élevées nécessitant donc une surveillance plus intense;
- D'autres aires marines protégées dans des régions éloignées ne peuvent être que légèrement affectées par les pressions. La surveillance dans ces zones pourrait être utile pour déterminer les conditions de référence et/ou définir un Bon Etat Ecologique (BEE) pour plusieurs indicateurs; même si en réalité ces conditions de référence sont rares en Méditerranée. • Surveiller les aires marines et côtières protégées ayant un niveau de protection différent pourrait également apporter des informations concernant l'efficacité des mesures de protection.

Ainsi, les Parties Contractantes devraient envisager la surveillance dans les aires protégées en tant que partie intégrante et importante de leurs stratégies de surveillance.

2.4. Définir l'objet de surveillance

² Quand c'est possible, utiliser un transect à partir d'une pression élevée vers une basse pression, afin de dépasser la limite du "BEE" – peut aider à déterminer la limite entre les différentes zones, celles comprises dans le BEE et celles qui ne le sont pas.

2.4.1. Liste indicative des habitats et des espèces

A la COP 18 du PNUE/PAM (Istanbul, 2013), une liste indicative des habitats à considérer pour la surveillance et l'évaluation a été adoptée pour être détaillée davantage lors de la préparation du programme de surveillance intégré de l'EcAp. Cette liste a été améliorée lors du récent séminaire informel d'experts scientifiques sur la biodiversité, tenu en avril 2014, co-organisé par le Secrétariat du PAM et les Projets UE MED (PERSEUS, COCONET, DEVOTES et IRIS-SES), tels qu'ils sont présentés dans l'Annexe II du présent document. Les "sites représentatifs" tels que mentionnés ci-dessus devraient comprendre, sans toutefois s'y limiter, un nombre significatif des habitats figurant dans la liste. Cette liste ne serait pas considérée comme définitive, mais fera l'objet d'une révision supplémentaire (particulièrement à travers les groupes de travail des experts, tel que recommandé par la Réunion du Groupe de Correspondance sur la Surveillance de la Biodiversité et la Pêche (CORMON sur la Biodiversité et la Pêche) (Ankara, 26-27 juillet 2014). Une considération spéciale doit être accordée, entre autres, aux habitats qui sont considérés comme essentiels pour des fonctions importantes des espèces, telles les aires de reproduction et d'alimentation.

A la COP 18 du PNUE/PAM (Istanbul, 2013) également, une liste indicative des espèces à envisager pour la surveillance et l'amélioration a été adoptée, pour être détaillée ultérieurement lors de la préparation du programme de surveillance intégré de l'EcAp. Cette liste a été améliorée quant aux oiseaux et reptiles marins lors du récent séminaire informel d'experts scientifiques sur la biodiversité, tenu en avril 2014, co-organisé par le Secrétariat du PAM et les Projets UE MED (PERSEUS, COCONET, DEVOTES et IRIS-SES), tels qu'ils sont présentés à l'Annexe III du présent document. Cette liste ne serait pas considérée comme définitive, mais fera l'objet d'une révision supplémentaire (particulièrement à travers les groupes de travail des experts, tel que recommandé par la Réunion CORMON sur la Pêche et la Biodiversité (Ankara, 26-27 juillet 2014).

Afin d'identifier les composantes de la biodiversité les plus appropriées à surveiller, il est recommandé de suivre un ensemble logique de questions, telles que:

- Quelles sont les principales pressions exercées sur la biodiversité dans la région/les sous-régions?
- Quelles principales composantes de la biodiversité chaque pression affecte-t-elle le plus (à commencer par les oiseaux, les mammifères, les reptiles, les poissons, les habitats côtiers, les habitats du plateau continental et les habitats des mers profondes, mais subdiviser, si nécessaire, p.ex. oiseaux côtiers/oiseaux offshore)?
- Quelles espèces individuelles (ou groupes d'espèces) ou types d'habitats peuvent être surveillés pour représenter le mieux les impacts de la pression sur chaque groupe plus large?

2.4.2 Identifier les composantes à risque de la biodiversité

Les informations compilées concernant la distribution et l'intensité des pressions (actuelles et modelées) devront être évaluées en relation avec la distribution des composantes de la biodiversité dans la zone d'évaluation pour identifier les composantes et les sites qui seraient le plus à risque d'être affectés par les activités humaines. A cette fin, plusieurs composantes de la biodiversité largement définies peuvent être sélectionnées. Une décision peut être ensuite prise sur la base de laquelle la surveillance est effectuée, à partir des principales pressions/des menaces connues à l'égard de ce vaste groupe, afin de représenter un groupe plus large.

Cette évaluation devrait:

- a. Identifier ces activités et pressions qui ont présentement ou pourraient avoir les plus grands impacts sur la biodiversité.

- b. Evaluer le degré du risque d'impact en raison des activités humaines (p. ex. en termes d'intensité, de fréquence et d'étendue de pression) sur chaque composante (espèces ou habitats représentatifs en relation avec la pression et le groupe le plus large).
- c. Utiliser les résultats des points a et b susmentionnés pour compiler un ensemble des composantes de la biodiversité à surveiller et identifier les sites qui représentent une graduation d'un impact élevé prévu à un faible impact ou à un impact zéro/inexistant.
- d. Pour les composantes de la biodiversité qui ne sont pas ou ne peuvent pas être directement liées aux pressions connues, envisager le niveau d'évaluation et de surveillance qui serait approprié. Pour les espèces mobiles, il y aurait besoin de la surveillance de l'état, vu qu'un changement de l'état pourrait avoir lieu pour plusieurs raisons, qui sont souvent difficiles à lier directement aux pressions exercées par les activités humaines.

Pour la composante choisie de la biodiversité, le niveau de risque des objectifs non réalisés devrait être évalué pour donner un ensemble priorisé de composantes et de critères à considérer aux fins de la surveillance, en considérant:

- a. chaque critère en relation avec les pressions qui seraient exercées, dans l'espace et dans le temps;
- b. les types d'impact causés par les pressions.

Par exemple, les pressions exercées sur un type d'habitat en particulier pourraient poser une série de risques à la condition de l'habitat (sa structure et sa composition d'espèces), mais ne menaceraient, en aucun cas, la réduction de la distribution ou l'étendue générale de la zone d'évaluation. Dans de tels cas, la surveillance peut être centrée sur les aspects de la condition de l'habitat/de la communauté.

2.5 Choisir les indicateurs

2.5.1. Identifier le type de surveillance requis

Surveillance de l'état et des pressions

Une fois les principales pressions identifiées et suite à la production d'une liste priorisée de ces composantes de la biodiversité et des sites géographiques à inclure dans la surveillance et l'évaluation de l'Objectif Ecologique 1 tel qu'il a été décrit ci-dessus, l'évaluation de ces composantes peut être menée à travers la surveillance de l'état de biodiversité, y compris le niveau de tout impact à partir des pressions, à travers la surveillance des pressions en tant que moyen pour évaluer l'état de la biodiversité ou les deux ensemble.

En cas de surveillance des pressions, un fort lien de causalité entre la pression et l'état de la biodiversité doit être établi (la littérature scientifique existante assure la documentation appropriée). Si un tel lien existe, mesurer les pressions pourrait s'avérer une approche plus effective en termes de coûts et apporterait des preuves directes pour informer l'administration. Quand c'est possible, une telle surveillance de pression devrait être accompagnée de la surveillance de l'état pour démontrer les changements (améliorations) de l'état résultant de la réduction des pressions (en tant que conséquence des mesures prises); dans cette approche combinée, la surveillance de l'état nécessiterait uniquement d'être à un niveau réduit, à comparer avec les situations où il n'y a pas de surveillance de pression.

Types nécessaires de la surveillance de l'état

Les types nécessaires de la surveillance de l'état devraient être liés aux critères et aux types de l'impact auquel la composante est sujette. Une approche pragmatique par étape devrait être prise pour sélectionner les paramètres de surveillance pour les sites en question, sur la base des connaissances de ce qui suit:

- a. L'éventail des composantes de la biodiversité actuelles ou prévues sur les sites d'échantillonnage priorités, sur la base de la répartition de la pression ;
- b. Les éventuelles réponses de la composante de la biodiversité aux pressions dans la zone sur ces sites d'échantillonnage;
- c. La disponibilité des indicateurs appropriés de ce qui a été mentionné au préalable, avec une référence aux critères internationaux de surveillance, si critères existent

2.5.2. Sélection d'indicateurs

Les étapes précédentes devraient aboutir à une compréhension des critères à évaluer (ceux ayant le risque le plus élevé) en relation avec les objectifs et les conditions de référence pour des composantes particulières. Il s'agit d'une étape typique à cet égard, qui consiste à mesurer des aspects spécifiques de la composante (p. ex. la longueur des poissons, la composition des communautés) et à analyser ces mesures par des moyens particuliers (p.ex. en utilisant certains indices et systèmes métriques) pour accorder une valeur à l'évaluation de l'état. La détermination répétée de ces indicateurs et systèmes métriques avec le temps devrait permettre aux tendances de l'état et du progrès de réaliser les objectifs à évaluer.

Le Groupe de Correspondance Intégré de février 2014 sur les BEE et les Objectifs (Integrated CorGest) du processus de l'EcAp de la Convention de Barcelone a choisi les indicateurs communs suivants à partir de la liste intégrée d'indicateurs adoptés à 18^{ème} Conférence des Parties (COP18), comme une base pour un programme commun de surveillance pour la Méditerranée en relation avec la biodiversité:

1. Aire de distribution des habitats
2. Condition de l'habitat définissant les espèces et les communautés
3. Aire de distribution des espèces (relatives aux mammifères marins, aux oiseaux de mer, aux reptiles marins)
4. Abondance de la population des espèces sélectionnées (relatives aux mammifères marins, aux oiseaux de mer, aux reptiles marins)
5. Caractéristiques démographiques de la population (p.ex. la taille du corps ou la structure de la classe d'âge, répartition mâles/femelles, taux de fécondité, taux de survie/mortalité pour les mammifères marins, les oiseaux de mer, les reptiles marins).

En ce qui concerne l'indicateur de l'aire de répartition des habitats, la Réunion CORMON sur la Pêche et la Biodiversité (Ankara, 26-27 juillet 2014) a estimé que la perte de l'étendue de l'habitat était plus importante/à un risque plus élevé particulièrement, la perte de l'aire de distribution ne venant qu'en deuxième plan.

Le nombre d'indicateurs nécessaire à une composante de la biodiversité variera en fonction de l'éventail de risques (pressions) auxquels chacun est confronté et devra envisager les ressources disponibles et l'état des connaissances des indicateurs appropriés. Vu que chaque combinaison de pression priorisée/composante de la biodiversité doit être évaluée, chaque combinaison en fait doit avoir au moins un indicateur (bien que certains indicateurs puissent avoir plusieurs combinaisons pression/composante).

Les indicateurs sélectionnés pour remplir ce rôle, à condition qu'ils représentent bel et bien l'impact de la pression, devraient impliquer des espèces et des habitats qui sont identifiés comme étant des priorités de conservation par les Conventions Régionales et Internationales en place et par la législation de l'Union Européenne. Ils apporteront également une valeur ajoutée à la surveillance de l'OE1 et tireront pleinement parti des efforts de surveillance en place. En outre, la plupart des sources-points des pressions anthropiques ont des engagements de réglementation et de surveillance juridiquement contraignants.

Afin de sélectionner les indicateurs les plus appropriés pour une composante donnée et une zone d'évaluation donnée, les deux questions suivantes doivent être traitées:

- a. L'état de la composante doit-il être surveillé et évalué directement ou bien est-il plus efficace, en termes de coût de surveiller et d'évaluer la pression ou les pressions qui l'impacte/impactent (quand il y a un lien de causalité bien ancré)?
- b. Y a-t-il des espèces et habitats/communautés particulières au sein de chaque écotype d'espèces ou de type d'habitat prédominant qui pourrait constituer une alternative appropriée à l'état de la composante plus large?

2.6. Définir la périodicité, la stratégie et les techniques d'échantillonnage

La distribution des composantes de la biodiversité et l'évaluation des risques de leur état à partir des phases précédentes, ainsi que l'identification d'indicateurs appropriés, informeront le type du modèle d'échantillon, y compris sa résolution spatiale et temporelle. Les stratégies d'échantillonnage ont besoin d'être conçues pour collecter les preuves nécessaires à l'évaluation de l'état, compte tenu du besoin de faire la distinction entre le changement anthropogénique, d'une part, et les changements dus aux variations environnementales et climatiques. Le niveau de preuves requis devrait être également lié aux exigences pour rapporter tout impact à des activités particulières, et donc informer les décisions quant aux besoins de mesures de gestion. Il est vrai que la priorisation en faveur des composantes et des sites de la biodiversité les plus à risque est défendue. Elle devrait toutefois inclure l'échantillonnage de sites considérés comme étant une condition de référence (p. ex. considérée comme non affectée par les pressions, autant que possible) pour faciliter l'interprétation de données de surveillance et permettre la compréhension des changements dans un environnement plus large.

2.6.1. Considération de l'échelle spatiale et temporelle

Echelles spatiales

Dans le cadre de l'évaluation de l'échelle régionale/sous-régionale, deux questions - clés concernant l'échelle ont besoin d'être traitées pour faciliter les évaluations de cet Objectif Ecologique:

- a. Les caractéristiques naturelles de la biodiversité pour les espèces et leurs populations dans le cadre d'une variété d'échelles et de communautés avec le changement du caractère de l'habitat selon la région biogéographique (p.ex. pour le même habitat physique, la composition des espèces de la communauté change avec le changement de site, en raison de différences océanographiques, particulièrement la salinité et la température de l'eau).
- b. Le besoin d'établir des liens effectifs avec les réponses de l'administration, souvent associées à des pressions particulières (ou à des pressions multiples), des sites et des zones administratives spécifiques.

Il est vrai que l'évaluation générale du BEE est prise en charge par le niveau de la Région ou de la Sous-région marine pour la Méditerranée. Toutefois, à condition que le BEE soit toujours déterminé à travers la région, il est recommandé:

- a. Qu'un ensemble approprié des zones d'évaluation écologique soit défini, reflétant, d'une manière appropriée, les échelles écologiques présentées par les composantes de la biodiversité dans chaque région/sous-région et les liens à des zones effectives pour les mesures de gestion;
- b. Que ces évaluations soient généralement plus petites que les sous-régions apportées par l'EcAp, afin de refléter les tendances biogéographiques au niveau de la communauté et les modèles de distribution de la population de nombreuses espèces mobiles. Quand les espèces sont vastes et qu'elles ne semblent pas avoir de populations distinctes, il serait approprié d'établir des zones d'évaluation plus grandes que la sous-région, couvrant l'ensemble de la région, si nécessaire, comme pour certains cétacés.
- c. Que le nombre des zones d'évaluation dans une région/une sous-région soit maintenu, en principe, à un minimum, afin d'éviter un processus d'évaluation très compliqué. Les zones d'évaluation devraient apporter une série de zones nichées (plutôt que des zones de chevauchement), si approprié, au niveau des échelles de la région ou de la sous-région. L'échelle et la méthode d'évaluation ne doivent pas occulter des occurrences significatives de pressions dans certaines sous-régions.
- d. Afin de mettre en place une approche de gestion centrée sur l'écosystème, les zones d'évaluation doivent être définies selon les critères hydrologiques, hydrographiques, océanographiques et biogéographiques. Vu la complexité des échelles au niveau desquelles la biodiversité est fonctionnelle (particulièrement pour les espèces mobiles), les zones d'évaluation devront représenter relativement des unités écologiques distinctes, chacune reflétant des caractéristiques océanographiques et hydrologiques distinctes au sein de la région/de la sous-région (qui, à leur tour, reflètent des zones biogéographiques différentes). Les systèmes développés pour chaque sous-région doivent être à des échelles et des niveaux comparables de distinction à travers les régions et les sous-régions.
- e. Les Parties Contractantes devront déterminer si les zones d'évaluation écologiques nécessaires à l'OE1 pourraient s'appliquer également à d'autres Objectifs Ecologiques.

Echelles temporelles

La variation écologique a lieu dans le cadre d'un large éventail d'échelles temporelles, particulièrement en fonction des caractéristiques du cycle de vie des espèces (des heures à des décennies), des fluctuations à long terme dans le climat et parfois, de très longues périodes pour que la structure de la communauté se reconstitue après avoir encouru de sévères préjudices (des décennies et des siècles). Les six évaluations annuelles devraient se baser sur des preuves (environnementales et activité/pressions), mises à jour au moins une fois tous les six ans. Toutefois, la périodicité de la collecte des preuves nécessaires pour évaluer d'une manière appropriée les tendances doit être déterminée en fonction des caractéristiques du cycle de vie, des facteurs environnementaux et d'autres facteurs qui causent ou peuvent causer des impacts négatifs. Certains éléments de pression affectant la biodiversité pourraient être contrôlés d'une manière plus fréquente, par rapport à l'état actuel de la biodiversité (p. ex. une surveillance plus fréquente de l'impact de la pêche sur le fond marin que l'état de l'habitat benthique). De nombreux aspects des évaluations de la biodiversité auraient également besoin de développer davantage les techniques et la compréhension d'un changement en relation avec les facteurs environnementaux et les pressions anthropiques. Faire la distinction entre les pressions anthropiques et d'autres moteurs de changement constitue une question-clé pour effectuer des évaluations effectives et devrait exiger une

surveillance plus intensive (et plus fréquente), jusqu'à ce que les relations soient comprises d'une manière appropriée et que la périodicité de la surveillance soit réduite d'une manière raisonnable.

A partir de ces considérations, il est recommandé:

- a. De mettre à jour les preuves (environnementales, mesures de gestion et activité/pression) pour effectuer les six évaluations annuelles du BEE pour le Descripteur avant que chaque évaluation ne soit entreprise;
- b. De déterminer la périodicité de la collecte de preuves selon les taux de changement au niveau des influences naturelles et anthropiques dans la Région/Sous-région;
- c. Que la périodicité de la collecte de preuves soit suffisante pour faire la distinction entre les effets de la perturbation anthropique, d'une part, et la variabilité naturelle et climatique, d'autre part, et le besoin de déterminer le progrès par rapport au programme de mesures;
- d. La fréquence de l'échantillonnage en relation avec les coûts est envisagée avec précaution. Il est vrai que les coûts d'un échantillonnage plus fréquent peuvent être plus élevés que ceux qui étaient initialement prévus. Toutefois, il serait plus coûteux, à long terme, de procéder à des échantillonnages d'une manière très peu fréquente, si cela aboutit à des conclusions erronées et à un programme de mesures coûteux et déficient, basé sur un programme de surveillance non conçu d'une manière approfondie.

2.7 Méthodologie et normalisation

Des méthodes consistantes pour le suivi à travers la région/la sous-région sont requises. Certaines méthodes sont décrites par les lignes directrices standard internationales, comme l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO) et le Comité Européen de Normalisation (CEN) tels que listés dans l'Annexe V. Quand il existe des lignes directrices appropriées, elles doivent être suivies, à condition qu'elles soient appropriées aux fins de surveillance (p.ex. pour évaluer les critères en relation avec les objectifs et les conditions de référence). Quand elles ne sont pas disponibles, les procédures opérationnelles utilisées doivent être compatibles avec les méthodes décrites dans la littérature scientifique pour les composantes ou les indicateurs biologiques pertinents. Une description détaillée des procédures devrait être développée par les laboratoires participants et, au moins, normalisée entre les collaborateurs à travers la sous-région, par exemple durant la synergie avec d'autres efforts de surveillance et de recherche en cours.

Les réseaux internationaux et interdisciplinaires à grande échelle, à l'instar de MarBEF³, ont fait la lumière sur le besoin d'évaluer la biodiversité à l'échelle des écosystèmes, plutôt que dans des zones localisées. Toutes les activités de surveillance doivent, si possible, viser à contribuer à de tels systèmes d'évaluation à grande échelle couvrant les Mers Régionales. A cette fin, la méthodologie et les approches pour les indicateurs sélectionnés doivent être crédibles, reproductibles et, autant que possible, inter-comparables entre les opérateurs à travers les Mers Régionales.

L'Annexe V apporte davantage d'informations concernant les approches méthodologiques pour la surveillance des composantes de la biodiversité.

2.8 Contrôle de Qualité / Assurance de Qualité (CA/AQ)

Ce qui suit a été modifié à partir d'ISO 16665 et s'applique à toutes les formes de surveillance biologique.

³ www.marbef.org

Les mesures de l'assurance de qualité et du contrôle de qualité doivent être incorporées durant toutes les étapes des programmes d'échantillonnage et de traitement d'échantillons. Ces principes aident à garantir que toutes les données produites sont d'une qualité spécifique et que toutes les parties du travail sont menées d'une manière standardisée et inter-comparable. Ainsi, toutes les procédures seront clairement décrites et effectuées d'une manière ouverte, de manière à ce que toutes les activités de laboratoire puissent être vérifiées, d'une manière interne et externe, à tout moment.

L'objectif général consiste à assurer la traçabilité et la documentation entière des échantillons et des équipements depuis le début jusqu'à la fin à partir de l'échantillonnage, le transport d'échantillons, le déchargement d'un navire de sondage (le cas échéant), le placement au sein d'un entrepôt d'échantillons et leur récupération de l'entrepôt, jusqu'au traitement des échantillons, l'élaboration de rapports et l'archivage final.

Pour quelques composantes de la biodiversité, comme la faune benthique, l'assurance internationale de la qualité et/ou les plans des cycles d'essais sont bien établis (p. ex. BEQUALM). Certains plans nationaux approuvés existent. Pour d'autres composantes, les plans d'assurance - qualité spécifiques peuvent manquer. Dans ce cas-là, des modifications appropriées peuvent être développées.

Un plan d'assurance de qualité/contrôle de qualité devrait comprendre ce qui suit:

- a. formation et registres de formation;
- b. traçabilité du travail et des échantillons;
- c. pratiques normalisées tout au long du processus;
- d. calibration des procédures ou des équipements d'échantillonnage et de traitement d'échantillons;
- e. vérification interne et externe, également appelée les plans analytiques du contrôle de la qualité;
- f. mises à jour de la littérature;
- g. collections de références ou de bons (où les spécimens sont collectés; photographies ou autres documentations pour un échantillonnage non-destructif)

3. Approches déterminant les lignes de base

Les approches pour déterminer les lignes de base sont décrites ci-dessous, sur la base d'OSPAR (OSPAR, 2012):

- a. Méthode A (état de référence, avec des impacts négligeables) - Les lignes de base peuvent être déterminées comme un état où les influences anthropiques sur les espèces et les habitats sont considérées comme négligeables. Cet état est alors connu comme étant une 'condition de référence'.
- b. Méthode B (état passé) - Les lignes de base peuvent être déterminées comme un état dans le passé, sur la base d'un ensemble de données dans le cadre d'une série temporelle pour une espèce ou un habitat spécifique, sélectionnant la période dans l'ensemble des données, ce qui reflète les conditions les moins affectées;
- c. Méthode C (état actuel) - La date d'introduction d'une politique environnementale ou d'une première évaluation peut être utilisée en tant qu'état de ligne de base. Vu qu'il s'agit d'un état déjà détérioré de la biodiversité, l'objectif associé comprend, d'une manière typique, une expression d'une plus grande détérioration à partir de cet état.

Dans le cadre de l'application de ces méthodes, il est important de prendre en compte la dynamique de l'écosystème et la variation climatique, vu que ces processus peuvent aboutir au changement avec le temps, par exemple, dans la distribution d'une espèce ou la composition d'une communauté. Pour cette raison-là, l'utilisation des lignes de référence (et de la limite du BEE déterminée comme une déviation d'une ligne de base) devrait viser à refléter un état de biodiversité en harmonie avec les 'conditions physiographiques, géographiques et climatiques en place' (JRC, 2010).

3.1. Méthode A - Ligne de base en tant qu'état au niveau duquel les influences anthropiques sont considérées comme négligeables

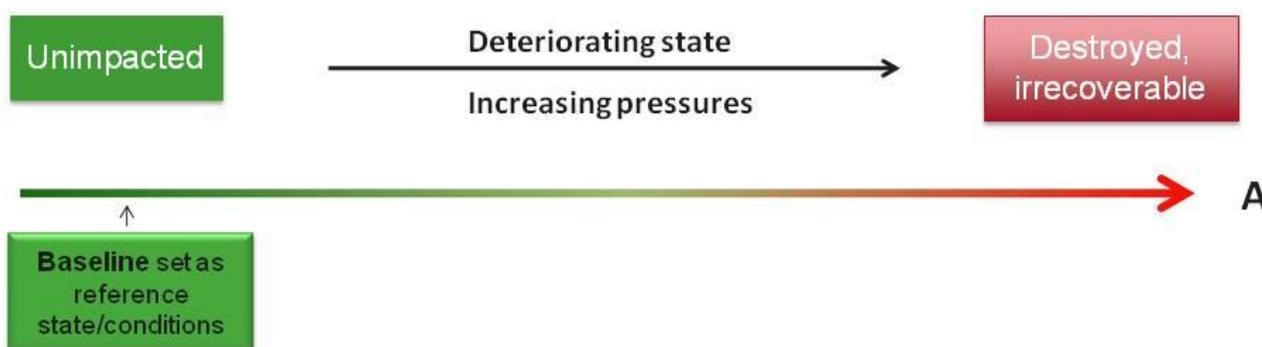


Figure 1. Méthode de ligne de base A – comme un état au niveau duquel les influences anthropiques sont négligeables (état de référence).

Il existe trois options pour déterminer les lignes de base comme un état au niveau duquel les influences anthropiques sont considérées comme négligeables (Figure 1). Il est reconnu qu'il n'est pas possible de déterminer, d'une manière indisputable, les valeurs de référence 'non-affectées', que ce soit à travers les données historiques/de modélisation ou à travers les zones marines où les effets humains sont actuellement à leur niveau minimal.

Etat de référence en place

La première approche consiste à utiliser les informations actuelles portant sur les espèces et les habitats à partir de zones où les pressions humaines sont considérées comme négligeables ou inexistantes (par exemple, dans certaines zones protégées marines). Il peut ne pas y avoir des zones de référence contenant exactement les espèces et les habitats pour lesquels les objectifs doivent être déterminés. Mais il est possible d'utiliser un habitat ou une espèce analogue.

Cette approche est une base scientifiquement robuste pour déterminer les lignes de base, faisant état de conditions de référence dans les conditions physiographiques, géographiques et climatiques en place. Il s'agit également d'une approche relativement transparente et compréhensible qui peut apporter des données précises sur la composition des espèces et leur abondance relative. Toutefois, sa fermeté dépend de l'existence de zones ayant un impact négligeable, comprenant des espèces et des habitats qui sont les mêmes ou très similaires à ceux à évaluer dans le cadre de l'EcAp. Il devrait y avoir quelques zones réellement non affectées dans la Méditerranée. Bien que les réseaux des zones marines protégées soient développés davantage, des zones supplémentaires peuvent éventuellement être considérées comme dans un 'état de référence' (au moins pour les habitats et les espèces à faible mobilité).

Etat de référence historique

La seconde approche consiste à utiliser des informations historiques pour identifier l'aspect d'un habitat/d'une communauté d'espèces à un moment où les impacts des activités humaines étaient négligeables. Ces informations peuvent être trouvées dans une variété de sources, telles les récits historiques, les anciennes cartes, les registres de la pêche et de la pêche à la balance, les registres des bateaux et des informations archéologiques, comme les restes d'arêtes de poisson.

En l'absence d'informations sur l'état de référence présent, cette méthode⁴ offre un moyen de déterminer l'état de référence de la biodiversité. Mais cette méthode devrait générer des informations qualitatives, en majorité, portant sur la composition et l'abondance des espèces.

Cette approche apporte une base ferme relativement scientifique pour déterminer les lignes de base, en fonction de la qualité et de la quantité des données disponibles, ainsi que le jugement d'expert utilisé dans l'interprétation de ces données. Il s'agit d'une approche compréhensible, mais peut-être moins transparente que la Méthode Ai. Le temps nécessaire pour appliquer cette approche dépend du degré au niveau duquel les programmes d'archivage des données et des recherches peuvent répondre aux besoins en données de l'EcAp. Les changements climatiques et les dynamiques de l'écosystème (p.ex. relation prédateur-proie) depuis qu'ils étaient considérés comme un point de référence doivent s'inscrire dans le cadre de toute définition finale d'un état de référence.

Modélisation d'un état de référence

Une troisième approche pour déterminer une ligne de base est fondée sur la modélisation⁵ d'états de référence. Cette approche est intrinsèquement liée à l'approche (ii), ces modèles dépendant des informations historiques et actuelles pour développer un état théorique des écosystèmes non affectés dans le cadre des conditions climatiques actuelles.

Comme c'est le cas avec l'approche (ii), la rigueur scientifique de cette option a le potentiel d'être modérée, voire élevée, en fonction de la nature de l'exercice de modélisation, particulièrement en ce qui concerne la qualité des données fournies. Elle offre la possibilité d'introduire des scénarios de climat actuels et futurs et leur impact sur l'état de la biodiversité. Toutefois, il s'agit de l'approche la moins transparente et la moins compréhensible parmi les trois approches. Cette approche présente une autre limitation, celle du temps. A moins que les programmes en place ne répondent aux besoins de l'EcAp, il est peu probable que le nouveau travail de modélisation ait lieu dans les cadres temporels requis. Toutefois, il s'agit d'une approche qui peut être considérée comme faisant partie de la série de rapports à l'avenir.

3.2. Méthode B - Ligne de base déterminée dans le passé

⁴ L'Histoire des Populations d'Animaux Marins (HMAP), qui est la composante historique du Recensement de la Vie Marine (CoML), est un projet de recherche centré sur cette approche. L'interprétation des changements dans les populations marines durant les 500-2000 ans passés dote les chercheurs d'une ligne de base qui remonte à bien loin avant l'avènement de la technologie moderne ou avant l'impact humain significatif sur les écosystèmes.

⁵ Ce type de travail de modélisation pour la reconstruction de l'écosystème est en cours de développement au sein des académies, comme dans les Universités de la Colombie Britannique, de Dalhousie et de Chicago.

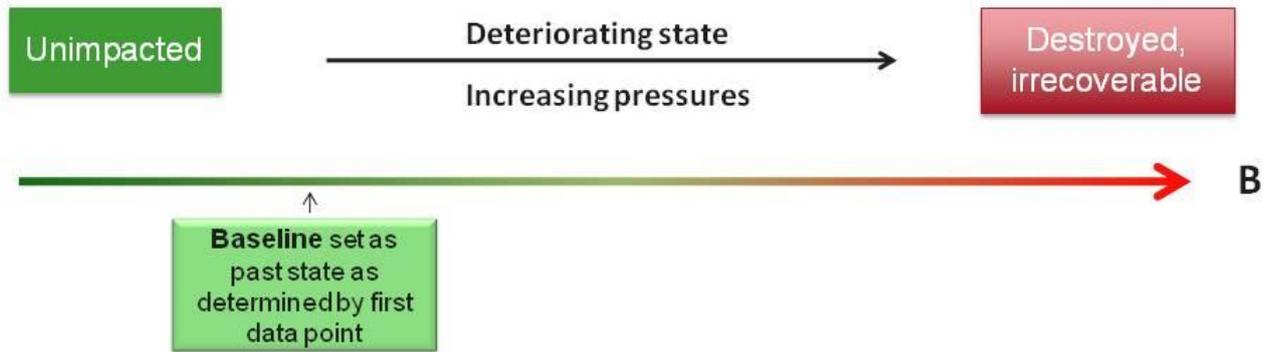


Figure 2. Méthode de ligne de base B – en tant qu'état déterminé dans le passé (souvent quand la surveillance a commencé).

La seconde méthode consiste à déterminer un état passé comme ligne de base (Figure 2), fondé sur un ensemble de données de séries temporelles pour une espèce ou un habitat spécifique. Le jugement d'un expert est nécessaire pour sélectionner la période dans un ensemble de données qui reflèterait les conditions les moins affectées; il pourrait s'agir du premier point de données dans le cadre d'une série temporelle, à condition qu'il s'agisse de l'état le moins affecté de la série temporelle. Il est important de noter que ce premier point de données ne vise pas à représenter un état de référence/non affecté, mais simplement quand l'enregistrement des recherches ou des données portant sur un habitat ou une population d'espèce spécifique est entamé.

Il s'agit d'une approche ferme dans le sens qu'elle se base sur une série temporelle de données scientifiques qui devraient montrer comment l'état d'une caractéristique a changé avec le temps; toutefois, elle peut être limitée par la qualité et la quantité des données (par exemple, si la série temporelle est plutôt courte). Il s'agit d'une approche directe et compréhensible, mais les objectifs en émergeant risquent d'être fondés sur un scénario déjà affecté d'une manière significative. Cette approche est parfois désignée par 'le syndrome de la ligne de base glissante'⁶, où chaque génération, au début de sa carrière, redéfinit ce qu'elle considère comme étant un environnement marin 'sain', ce qui pourrait représenter des changements significatifs par rapport à l'état original du système.

Chaque série temporelle a besoin d'une évaluation d'expert pour déterminer si le premier point/la première période (ou tout(e) autre point/période) dans la série temporelle est choisi(e) comme point de référence, prenant en considération les changements dans les pressions associées avec le temps et au niveau d'autres facteurs pertinents.

3.3. Méthode C - Ligne de base actuelle

⁶ Tel que décrit par Pauly, D (1995) "Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries." Trends in Ecology and Evolution, 10(10):430.

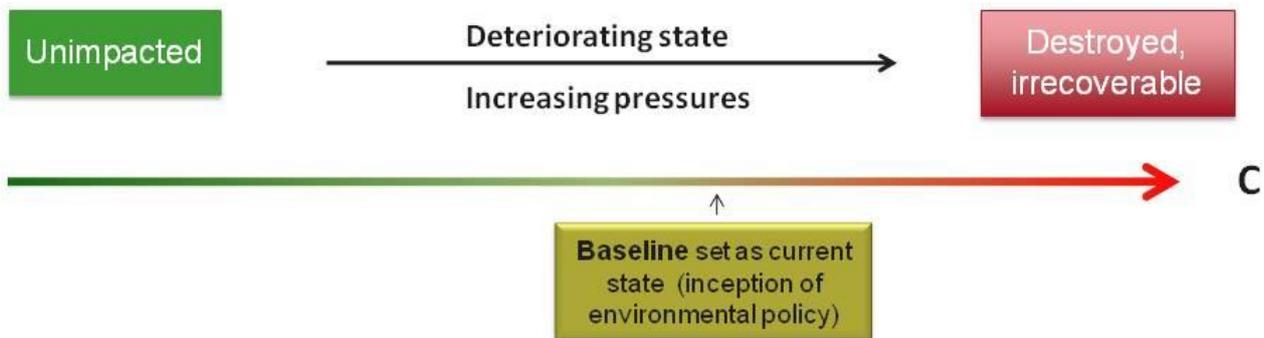


Figure 3. Méthode de la ligne de base C – comme l'état actuel p.ex. lors de l'élaboration d'une politique ou d'une première évaluation.

Finalement, les lignes de base peuvent être déterminées à partir de la date d'élaboration d'une politique environnementale particulière ou de la première évaluation de l'état (Figure 3). Cette approche a été utilisée dans le contexte de la Directive Habitats, où la date à laquelle la Directive est entrée en vigueur a été utilisée par de nombreux pays européens comme étant la ligne de base pour des valeurs de référence favorables⁷. Ce type de ligne de base est typiquement utilisé dans l'objectif de prévenir toute détérioration supplémentaire de l'état actuel; il se peut qu'il y ait également un objectif pour améliorer l'état à partir d'une telle ligne de base (vers un état de référence).

Bien que cette approche soit rapide, pratique et transparente, elle ne présente pas de rigueur scientifique, vu que l'état actuel puisse représenter un large éventail de conditions dans les eaux de mer régionales. Cette approche pourrait être appropriée quand il est déterminé qu'un BEE a déjà été réalisé et ne nécessite, en conséquence, qu'un "entretien" dans le cadre de l'EcAp. Toutefois, cette approche n'est pas considérée comme appropriée quand la détérioration ou la dégradation a déjà eu lieu. En outre, il existe un risque significatif de succomber au 'syndrome de la ligne de base glissante' tel que décrit ci-dessus. Cette méthode est généralement plus appropriée à être utilisée pour déterminer les lignes de base pour les pressions.

3.4. Déterminer les lignes de base: résumé

Partant, on peut conclure que les lignes de base sont typiquement définies selon l'une des approches suivantes:

a. Les niveaux du contexte et de l'état de référence: un état de l'environnement considéré largement sans effets secondaires causés par les activités anthropiques (p. ex. des impacts négligeables en raison des pressions). Cela peut être défini par rapport aux aspects de l'état de l'environnement (caractéristiques physiques, chimiques et/ou biologiques) ou par rapport aux niveaux de pression ou d'impact (p.ex. l'absence de contaminants ou de certains impacts). Ce type de ligne de base est typiquement utilisé pour permettre une déviation acceptable dans l'état à être déterminée, qui constitue ainsi la valeur de seuil cible à réaliser. L'état de référence peut être défini par l'intermédiaire d'une variété de méthodes, y compris:

⁷ Les valeurs de référence favorables de la Directive des Habitats sont, au minimum, l'état écologique prévalent quand la Directive est entrée en vigueur. Toutefois, dans l'Article 17 sur l'orientation de l'évaluation et des rapports conformément à la Directive des Habitats, il est reconnu que les données historiques et le jugement d'expert peuvent être également utilisés pour aider à définir ces valeurs.

- i. Des conditions historiques, sur la base de preuves variées concernant les conditions qui prévalaient avant l'activité anthropique significative;
 - ii. Une date/une période préalable, la base d'un ensemble de données selon une série temporelle, avec un temps qui correspond le mieux à « l'état de référence » est sélectionnée;
 - iii. Les conditions actuelles dans les domaines considérés sans pressions anthropiques d'une manière significative;
 - iv. La modélisation, pour prévoir l'état actuel en l'absence de pressions.
- b. Un état spécifique/connu (de l'environnement ou des pressions et impacts l'affectant) qui signifie d'habitude, en raison des méthodes utilisées, qu'il ne s'agit pas d'un état de référence. Ce type de ligne de base est typiquement utilisé pour définir l'état à un temps donné, souvent afin d'éviter une plus grande détérioration de la qualité de l'environnement et des niveaux de pressions et de leurs impact et/ou d'améliorer la qualité à compter de cette date. Les objectifs sont ainsi déterminés pour améliorer la qualité et prévenir toute détérioration supplémentaire. Cet état spécifique peut être déterminé par l'intermédiaire de plusieurs méthodes, y compris:
- i. L'état passé, au moment où une nouvelle politique a été introduite;
 - ii. L'état actuel (qui peut également être le point de départ d'une nouvelle politique);
 - iii. L'état passé, sur la base de données d'une série temporelle, mais où les données reflètent certains niveaux d'impact.

Recours à un jugement d'expert

Le jugement d'expert peut être utilisé pour compléter les informations déjà disponibles à partir d'autres méthodes ou rassembler les informations disparates pour apporter une interprétation d'expert, par exemple, sur les types d'espèces qui pourraient raisonnablement émerger au sein d'une certaine communauté. L'application du jugement d'expert devrait, quand c'est possible, suivre les règles prédéfinies, comme suit:

- le jugement d'expert doit être compréhensible et sain/correct d'une manière scientifique pour toute personne concernée;
- un nombre approprié d'experts compétents, de préférence à partir d'une majorité des Parties Contractantes, doit être impliqué;
- la procédure appliquée et le résultat final doivent être transparents et documentés d'une manière appropriée.

Si l'application de telles règles ne peut être garantie, les résultats de ce jugement d'expert ne seront pas reproductibles et crédibles et devront, par conséquent, être évités. A cette condition, compter sur le jugement d'expert est le plus approprié quand il est associé à d'autres méthodologies pour déterminer la ligne de base (particulièrement la méthode A), par opposition à une technique distincte pour déterminer la ligne de base. L'évaluation de la qualité à travers un panel d'experts est toujours préférable au recours au jugement d'un expert - la confiance dans les conclusions devrait augmenter avec le nombre d'experts consultés.

4. Surveillance des indicateurs communs de la biodiversité

4.1. Elaborer une aire de distribution des habitats

L'Objectif Opérationnel de l'ECAP de l'indicateur de l'aire de répartition de l'habitat consiste à ce que les habitats marins et côtiers principaux ne soient pas perdus. Ainsi, la perte de l'étendue de l'habitat, p. ex. en raison du développement des infrastructures et des dégâts causés par les activités physiques, comme le chalutage, ainsi que les éventuels dégâts causés par la pollution, constitue un facteur important pour surveiller et

évaluer. De plus, tel qu'il a été susmentionné, la Réunion CORMON sur la Pêche et la Biodiversité (Ankara, 26-27 juillet 2014) a estimé que la perte de l'étendue de l'habitat était typiquement plus importante/à un risque plus élevé, la perte de l'aire de répartition ne venant qu'en deuxième plan.

4.1.1 Situer et évaluer les habitats benthiques

L'identification des sites d'habitat dans les zones maritimes loin du littoral doit être basée sur des données géologiques, hydrologiques, géomorphologiques et biologiques plus générales que dans le cas des zones terrestres et côtières. Quand le site des types d'habitat sous-littoral n'est pas déjà connu, les zones peuvent être localisées en deux étapes par le biais des données disponibles. Des informations océanographiques ou géophysiques à une échelle plus large sont souvent disponibles pour de larges zones d'eaux et peuvent être utilisées, dans une première étape, dans la sélection des sites en contribuant à identifier la localisation des habitats potentiels. La deuxième étape consiste à utiliser des recherches d'informations centrées ou de nouvelles études, visant ces zones spécifiques, où les informations existantes montrent qu'un type d'habitat est présent ou devrait être présent. Cette approche est particulièrement utile pour les Parties Contractantes avec de larges zones maritimes et des eaux profondes où les informations biologiques détaillées devraient être faiblement distribuées. La collecte de données devrait impliquer l'examen des données et des archives scientifiques des parties prenantes concernées dans les académies, le gouvernement, les ONG et les industries concernées. Ces informations peuvent inclure des graphiques historiques portant sur les caractéristiques pertinentes des fonds marins et sur les zones de pêche. Les deux étapes comprennent:

1. Utiliser les informations physiques disponibles, cartographiées à une échelle régionale, comme les données géologiques modelées des fonds marins, les données bathymétriques, les données océanographiques physiques, les chartes navales ou de navigations (quand elles montrent le type de fonds marins), pour prévoir la localisation du type d'habitat éventuel.
2. Améliorer et ajouter ces informations en utilisant des ensembles de données de télédétection plus localisés, comme le sonar à balayage latéral, les études du système de discrimination acoustique du fond (AGDS), le levé bathymétrique multifaisceaux, des photographies aériennes ou des images par satellites (pour certains habitats dans des eaux de très faible profondeur uniquement, comme les herbiers marins ou les fonds maërl). De telles données détectées à distance auront besoin d'être validées sur le terrain (in situ) par un échantillonnage direct des sédiments et/ou du biote (échantillonnage aléatoire/carottage, relevé en plongée, chalutage benthique) ou par l'observation à distance (vidéo, photographie, VST [Véhicule Sous-Marin Télécommandé]). Pour obtenir des informations supplémentaires à cet égard, voir Tableau A3 dans l'Annexe V et un examen dans Cogan et al (Cogan et al., 2007). Le Projet MESH a développé une série de Lignes Directrices Opérationnelles Recommandées⁸ pour décrire le meilleur moyen afin d'utiliser chaque technique dans une cartographie d'habitat marin.

Outre la validation in situ, les données obtenues de l'échantillonnage direct sont également utilisées pour évaluer le biote du type d'habitat d'une manière directe.

La cartographie et le relevé des habitats marins sont devenus de plus en plus communs et répandus durant les 10-20 dernières années, motivés par l'avancement de la technologie et la demande croissante pour ce type d'informations. Il est vrai que l'objectif de la cartographie varie d'une manière considérable (p.ex. évaluations environnementales de l'industrie, conservation, pêche, planification). Toutefois, les techniques fondamentales et le type de données collectées ont de nombreux dénominateurs communs. Les cartes des habitats de

⁸ <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1915>

l'environnement marin sont nécessaires pour mieux comprendre la distribution et l'étendue des habitats marins, dans les aires spécialement protégées et dans l'environnement plus vaste. Les connaissances de la distribution et de l'étendue des habitats marins servent à établir des approches raisonnables pour les besoins de conservation de chaque habitat et à faciliter une meilleure gestion de l'environnement marin à travers la compréhension de la manière avec laquelle des activités humaines particulières sont entreprises à l'égard des habitats marins.

Avec la pression croissante exercée sur notre environnement marin offshore et côtier à travers les activités industrielles et de plaisance, de nouvelles méthodes et technologies ont été développées dans les dernières années pour permettre une évaluation rapide du site. Parmi ces technologies, l'écho-sondage multifaisceaux, le sonar de balayage latéral et le système de discrimination acoustique du fond. Ces techniques de télédétection, associées aux techniques de validation in situ, telles l'échantillonnage aléatoire de sédiments, le remorquage de caméras et le dragage, peuvent être utilisées pour créer des cartes d'habitats détaillées.

Pour combler les écarts entre les cartes d'habitats restreintes et détaillées, des cartes d'habitats prédictives à une échelle plus grande ont été élaborées à partir de catégories physiques plus larges. Le projet UKSeaMap 2010⁹ a récemment mis à jour une carte d'habitats de fonds marins pour l'ensemble de la zone du plateau continental du Royaume Uni par le biais de cette méthode.

En recourant à une approche très similaire, le projet EUSeaMap¹⁰ a récemment produit une carte d'habitats des fonds marins pour environ 2 millions de kilomètres carrés de fonds marins européens à travers la Mer du Nord, la Mer Celtique, la Mer Baltique et la Méditerranée occidentale. Un exercice similaire est actuellement élaboré pour l'ensemble de la Méditerranée dans le cadre du Réseau Européen d'Observation du milieu marin et de collecte de données (EMODnet¹¹), effectuant une cartographie des pressions et des types d'habitats des fonds marins, afin d'évaluer l'échelle potentielle des impacts par (large) type d'habitat, qui devrait se terminer en 2016.

Une méthode qui comprend les données relatives aux pressions et à l'habitat spatial afin de mesurer les impacts cumulatifs anthropiques a été établie il y a quelques années (Halpern et al., 2008) et, depuis, est appliquée à plusieurs zones maritimes (Halpern et al., 2009; Selkoe et al., 2009; Ban et al., 2010; Kapel et Halpern, 2012; Korpinen et al., 2012, 2013; Andersen et al., 2013), y compris pour la Mer Méditerranéenne (Coll et al., 2012; Micheli et al., 2013).

4.1.2. Evaluation de l'état de l'étendue de la zone d'habitats benthiques à travers l'indicateur de l'aire de la perte d'habitat

L'indicateur proposé évalue la proportion de l'aire des habitats perdus, soit d'une manière définitive ou pour une longue période, ou sont sujets à un changement de type en raison des pressions anthropiques. En principe, tout type d'habitat peut être évalué sur la base de cet indicateur à travers le traitement de la construction spatiale et à travers d'autres données relatives aux pressions, ainsi que la compilation de l'habitat modélisé, de l'habitat interpolé et l'étendue de l'habitat directement mesurée.

L'indicateur est en principe applicable à tous les types d'habitat à travers la région de la Méditerranée et est considéré comme étant hautement sensible aux pressions physiques. Dans la plupart des cas, l'indicateur sera largement fondé sur la cartographie et la modélisation des habitats, ainsi que sur l'empreinte de construction et sur les données relatives aux pressions spatiales; il s'agit d'un indicateur rentable car il réduit les activités de surveillance sur ce plan-là.

⁹ <http://jncc.defra.gov.uk/ukseamap>

¹⁰ <http://jncc.defra.gov.uk/euseamap>

¹¹ <http://www.emodnet-mediterranean.eu/project/>

Dans les habitats qui sont définis par des espèces de bio-ingénierie d'habitats à long terme, les changements dans l'étendue de l'habitat peuvent être causés par des influences physiques anthropiques, comme la pêche par chalutage. La perte de l'étendue de l'habitat est la plus préoccupante pour ces habitats définis d'une manière biogénique (qui comprend les herbiers marins) et bien moins inquiétante pour les habitats définis d'une manière physique, car ces derniers sont typiquement moins affectés par l'espace et ont une étendue naturelle plus large. Une approche régionale fondée sur les risques devrait viser à prioriser ces habitats qui ont besoin de programmes de contrôle actifs et réguliers pour collecter les données supplémentaires nécessaires à celles issues d'études théoriques.

Le terme-clé de cet indicateur est "la perte" (le changement ou la perte permanente du type d'habitat en raison des pressions). Afin d'évaluer l'aire de perte, il est nécessaire d'obtenir des informations concernant l'aire actuelle de ces habitats.

Cet indicateur est relatif à une aire, étroitement liée aux éléments de condition, p. ex. si une condition d'habitat est suffisamment pauvre et irrécouvrable, elle est donc perdue. Cette évaluation identifie trois options:

- (1) Faire usage d'indices de condition, d'une évaluation et d'un échantillonnage représentatif dans un nombre limité d'aires, avec une extrapolation conséquente dans un domaine plus large ;
- (2) Modéliser les habitats et élaborer une cartographie pour contrer les impacts, par l'intermédiaire de cartes de sensibilité, en association avec des données relatives à l'empreinte de construction et des données relatives à l'intensité de la pression spatiale. Il serait également possible de faire fusionner les options 1 et 2 ;
- (3) Surveiller les habitats d'une manière directe.

Paramètre/métrique

Le paramètre/le système métrique pour l'évaluation de cet indicateur est la superficie de l'habitat perdu pour chaque type d'habitat. On suggère d'utiliser, d'une manière assez vaste, les données cumulatives de l'impact issues du savoir de construction et d'autres pressions anthropiques. Vu que la plupart des activités humaines qui causent la perte d'habitats sont des projets qui requièrent des procédures d'octroi de licences et des Evaluations d'Impact Environnemental (p.ex. constructions de parcs éoliens, extraction de sédiments), les données doivent être mises à la disposition des Parties Contractantes. En ce qui concerne les dégâts encourus par l'habitat en raison d'autres activités également, y compris la pêche, un éventail de données portant sur les activités est disponible, y compris les données VMS (système de surveillance des navires par satellite) et celles du journal de bord pour des bateaux de pêche plus grands qui pratiquent la pêche par chalutage de fond. Sur la base de ces données, la décision y afférente doit être prise au cas par cas, en appliquant une approche fondée sur les risques, sur laquelle les efforts de surveillance/d'échantillonnage se concentrent pour valider (2 susmentionné), extrapoler (1 sus-mentionné) et mesurer (3 sus-mentionné) l'aire de l'habitat.

Elaborer une cartographie des habitats constitue la base de cet indicateur. Des méthodes et des échelles cohérentes seront nécessaires pour élaborer la cartographie d'un habitat donné dans une sous-région. Le temps d'échantillonnage doit être synchronisé pour une sous-région donnée, afin de normaliser l'impact des changements saisonniers, interannuels ou relatifs au climat sur les résultats.

En général, les étapes suivantes doivent faire partie de l'évaluation de l'indicateur:

- Produire des cartes des habitats marins dans les aires marines de chaque Partie Contractante ;
- Attribuer une sensibilité spécifique aux pressions physiques pour chaque type d'habitat ;

- Rassembler les données relatives à l’empreinte pour les habitats scellés et appliquer les données relatives à l’intensité des pressions spatiales et temporelles (p.ex. les données VMS ou celles du journal de bord pour la pêche, les données relatives aux activités issues des projets et des plans approuvés) ;
- Si les vulnérabilités sont traitées en 1-3, en déduire les impacts soit :
 - a. des relations connues pression/impact, par l’intermédiaire de sites de référence et de surveillance sur la base des risques de stations sélectionnées (lien aux indices de condition), ou
 - b. de l’élaboration d’une cartographie des empreintes de construction et des modèles d’impact (avec la vérification au sol).
- Si les vulnérabilités ne sont pas traitées en 1-3, il existe d’autres mesures issues de l’étendue de l’habitat ;
- Déterminer si l’objectif est réalisé (p.ex. une partie de l’aire perdue ou endommagée, par rapport à l’aire totale du type d’habitat, au-delà de laquelle le BEE n’est pas réalisé).

Les études non invasives (p. ex. sonar à balayage latéral, vidéo) ou les modèles (à être validés par un échantillonnage optimisé) peuvent s’avérer nécessaires pour sélectionner la stratégie d’échantillonnage la plus appropriée. Des intervalles de 3-6 ans sont probablement appropriés.

Ligne de base et niveau de référence

La condition/l’état de référence est recommandé(e) comme étant l’approche préférée pour déterminer des lignes de base des habitats benthiques. Quand c’est possible, les conditions de référence doivent être déterminées, p. ex. l’utilisation de cartes/données historiques, la modélisation des résultats. S’il est impossible de déterminer les conditions de référence, le jugement d’un expert doit être alors utilisé, tout en accordant une considération particulière à l’état actuel.

Certaines considérations pour déterminer les limites/les objectifs du BEE

En tant qu’objectif, l’aire endommagée ou perdue par type d’habitat, particulièrement pour les habitats définis physiquement et non biogéniques, peut être déterminée d’une manière à ne pas dépasser un pourcentage acceptable de la valeur de la ligne de base. En tant qu’exemple, cet objectif était issu d’OSPAR, ne dépassant pas 15% de la valeur de la ligne de base et a été proposé par HELCOM d’une manière similaire.

Pour les habitats conformément aux réglementations protectrices (telles que celles énumérées en vertu du Protocole ASP(Aires Spécialement Protégées)/Biodiversité, et des Directives de l’UE sur la Nature), l’objectif consisterait à stabiliser ou à réduire, sans toutefois aller en-dessous de la valeur de la ligne de base. Par exemple, concernant l’orientation de l’UE pour l’évaluation de l’état de conservation conformément à la Directive sur les Habitats, les Etats Membres ont adopté, en général, un seuil de tolérance de 5% au-delà de la ligne de base pour représenter un état « stable ». Toutefois, dans certains cas, un seuil de tolérance plus strict inférieur à 1% a été rattaché au maintien de l’étendue de l’habitat.

Il est probable que les habitats littoraux soient en majorité altérés/scellés déjà alors que les habitats offshore n’ont présentement que de très petites aires bâties. Ainsi, il est nécessaire d’examiner la possibilité de définir des objectifs aux différents groupes d’habitats.

La définition de la ligne de base interagit avec les objectifs de cet indicateur - p. ex. dans les cas où la perte est déjà de 15 % en raison des revendications territoriales dans le passé, la ligne de base peut être déterminée

comme étant un état actuel ou historique. Ceci, associé à l'ambition de l'objectif, déterminerait si le BEE est réalisé.

Pour certains habitats bénéficiant d'un statut de protection qui ont été historiquement réduits, l'objectif devrait être que l'aire augmente vers la taille de la ligne de base (p. ex. vers les conditions de référence), en un certain intervalle de temps, reconnaissant que la recolonisation d'aires occupées dans le passé pourrait ne pas avoir lieu en raison des changements dans les conditions environnementales ou climatiques.

Il est recommandé de prendre en considération des habitats spécifiques de grande importance, comme les aires d'alimentation et de reproduction pour les espèces mobiles, quand il s'agit d'appliquer/de développer davantage ou de revoir cet indicateur.

Etendue spatiale

La base spatiale pour l'évaluation doit être selon les aires secondaires biogéographiques méditerranéennes afin de refléter les changements dans le caractère biologique de chaque type d'habitat à travers la Méditerranée et ses sous-régions.

Chaque Partie Contractante doit évaluer chaque habitat à travers ses eaux maritimes nationales. Toutefois, il est recommandé d'évaluer à une échelle inférieure si elles appartiennent à des sous-régions biogéographiques différentes où les différences en matière d'intensité de pression sont évidentes entre les sous-bassins.

Conditions de surveillance

Les données pour cet indicateur doivent être essentiellement issues des sources de données des activités, telles les Evaluations de l'Impact Environnemental, les VMS ou les données du journal de bord de la pêche. Une approche fondée sur les risques identifiera des besoins de surveillance supplémentaires requis pour certains types d'habitat et maintiendra des efforts de surveillance à un coût optimal.

L'effort et/ou le coût d'un programme exhaustif de surveillance pour les types d'habitats bénéficiant de réglementations protectrices peut être considéré comme modéré à élevé, en fonction du nombre et de l'aire des habitats énumérés. L'utilisation de modèles ou de méthodes non invasives peut réduire l'effort et/ou le coût à long terme, mais ne peut traiter, d'une manière exhaustive, les paramètres liés à l'étendue et aux conditions.

Les méthodes et les efforts requis dépendent largement de l'habitat en question. Les substrats durs sont surveillés de préférence par l'intermédiaire de méthodes optiques non destructives, telles que la vidéo sous-marine. Les communautés fauniques sont échantillonnées par l'intermédiaire de bennes et de carottiers normalisés, couramment utilisés dans les programmes de surveillance marine. Le traitement et la conception d'échantillons doivent s'effectuer conformément aux lignes directrices nationales ou internationales (Voir Annexe V concernant un aperçu général des normes et des méthodes pour la surveillance de la biodiversité.

4.1.3 Ressources nécessaires

Une grande partie de cet indicateur dépend des données relatives à la pression, soit – en principe – celles déjà disponibles, plutôt que sur un échantillonnage pratique et des évaluations directes de l'état. Les coûts de surveillance des habitats à faible risque devraient être relativement bas. Il y aurait besoin de collecter des données supplémentaires portant sur l'étendue de l'habitat et la cartographie.

4.1.4 Travail complémentaire

La première étape de l'évaluation de l'indicateur consiste à générer des cartes portant sur l'étendue des habitats marins dans les aires marines de chaque Partie Contractante et sur les pressions physiques qui s'exercent dessus.

Les étapes supplémentaires suivantes sont nécessaires pour l'opérationnalisation de l'indicateur:

- Définir la vulnérabilité/la résilience des types d'habitats, compte tenu de leurs communautés différentes en relation avec les pressions physiques ;
- Approuver un modèle simple et pragmatique pour analyser les relations d'impact/les pressions généralisées pour les types d'habitat et définir le BEE qualitatif sur la base de ces résultats ;
- Identifier les lignes de base de l'étendue (de l'aire) pour chaque type d'habitat ;
- Développer davantage les critères d'une approche fondée sur les risques pour surveiller et développer des instructions d'échantillonnage harmonisées, le cas échéant ;
- Développer des méthodologies communes de calcul, des concepts d'échantillonnage et des instructions pour l'élaboration de la cartographie, tout en spécifiant la précision (grille ou résolution spatiale) de l'étendue (l'aire) a priori;
- Déterminer les échelles d'évaluation appropriées en détails;
- Développer des flux de données normalisés pour les données relatives aux pressions spatiale ;
- Examiner les lignes de recherche du BEE pour les types d'habitat qui ne peuvent pas être basés sur les registres contemporains de pression ou de construction ;
- Approuver les protocoles SIG, la collecte de données, la cartographie et l'échantillonnage d'une manière harmonisée.

Pour développer cet indicateur davantage, un séminaire se concentrant sur la définition et l'évaluation de la vulnérabilité/résilience des habitats et l'identification des modèles appropriés d'impact/de pression spatiale doit être organisé.

4.2 Elaborer la condition de l'habitat définissant les espèces et les communautés

4.2.1 Elaborer la composition typique des espèces benthiques

Le concept des "espèces typiques" émerge de la relation de l'état de conservation des habitats naturels par rapport à leur distribution, leur structure et leurs fonctions naturelles à long terme, ainsi qu'à la persistance à long terme de leurs espèces typiques au sein du territoire concerné. Ainsi, la composition des espèces typiques doit être des conditions naturelles, comme une condition pour que leur habitat soit dans une condition naturelle. Il incombe, aux Parties Contractantes, de définir les listes des espèces typiques et de déterminer les objectifs pour leur présence. Toutefois, il est également important de compiler les listes d'espèces typiques par sous-région/région biogéographique, pour permettre une évaluation consistante de la condition.

La composition des espèces typiques comprend les macrozoobenthos (les invertébrés aquatiques) et les macrophytes, en fonction du type de l'habitat (p.ex. les macrophytes qui ne se trouvent pas dans des eaux aphotiques plus profondes).

Cet indicateur doit être appliqué en tant qu'indicateur de la condition de l'état par le biais d'une liste des espèces typiques des communautés de l'habitat.

Paramètre/métrique

La sélection du paramètre pertinent et le développement de la métrique dépendent largement de l'habitat choisi. Il est à signaler que la variabilité naturelle de la composition des espèces dans l'espace et le temps doit être considérée quand il s'agit de développer l'indicateur davantage.

Pour cet indicateur de condition d'état, une simple liste d'espèces par habitat constitue un paramètre approprié. Les inventaires d'espèces peuvent varier au niveau local, même si l'habitat est similaire. La liste (et le caractère peut-être) des espèces typiques doit donc être définie par type d'habitat en ce qui concerne une aire géographique particulière (biorégion) et doit être mise à jour tous les six ans.

Les espèces ayant une espérance de vie longue et celles ayant une valeur fonctionnelle et structurelle élevée pour la communauté doivent être, de préférence, comprises. Mais la liste des espèces typiques peut également contenir de petites espèces et des espèces ayant une espérance de vie courte si de telles espèces caractéristiques s'implantent dans l'habitat dans des conditions naturelles.

Ligne de base et niveau de référence

Pour déterminer la ligne de base, l'utilisation de l'état actuel peut être inappropriée si les habitats sont en fait soumis à des pressions humaines élevées et que les sites de référence ne sont pas disponibles. L'utilisation de l'état passé peut être le moyen plus approprié, vu que la définition d'un état de référence des habitats de la Méditerranée peut s'avérer problématique.

Déterminer les objectifs / les limites du BEE

L'objectif général consiste à aboutir à un ratio espèces typiques et/ou caractéristiques similaire aux conditions de la ligne de base, telles que déterminées ci-dessus, de toutes les communautés considérées. Dans le cadre de ce processus, une déviation « acceptable » des conditions de la ligne de base devrait être définie.

Cela peut être appliqué en déterminant une certaine valeur de pourcentage pour déterminer le BEE. Cette valeur seuil doit être spécifique à l'habitat et adaptée au niveau régional au vu de la variabilité naturelle de la composition des espèces par type d'habitat et par biorégion; la liste a également besoin d'être adaptée à la méthodologie (et à l'effort) d'échantillonnage à utiliser (p.ex. vidéo, échantillonnage aléatoire). Ainsi, l'importance des descriptions exactes des méthodologies utilisées pour garantir la comparabilité et la reproductibilité doit être soulignée. De même, pour la vérification de la comparabilité, il est nécessaire d'identifier au préalable les régions biogéographiques ayant des compositions d'espèces communes dans les mêmes habitats.

Etendue spatiale

Cet indicateur est applicable à toutes les régions. Les listes des espèces typiques doivent être développées sur une échelle sous-régionale (ou au niveau de la biorégion au sein de chaque sous-région) pour chaque biotope.

Conditions de surveillance

Les espèces typiques ont été déjà sélectionnées par, p.ex. plusieurs Parties Contractantes pour les types d'habitat énumérés afin de remplir les conditions d'évaluation dans le cadre de la Directive Habitats. De plus, l'aire côtière jusqu'à 1 mille marin offshore est déjà couverte par ces Parties Contractantes dans le cadre de la Directive - Cadre sur l'Eau. Ainsi, l'indicateur est disponible pour des habitats benthiques considérables au sein de ces aires et est déjà couvert par la surveillance et l'évaluation par le biais d'une métrique appropriée. Déjà en 2009, la Réunion des Experts de MED POL sur les Eléments de Qualité Biologique (UNEP/DEPI/MED WG. 342/3) a recommandé l'application de la métrique développée et testée dans le cadre de la Directive-Cadre sur l'Eau pour

être utilisée par toutes les Parties Contractantes. Ailleurs, dans d'autres types d'habitats larges et extensifs, dans certaines régions, il y aurait besoin d'un travail de développement.

Ces efforts et méthodes requis dépendent énormément du type d'habitat (et les espèces sélectionnées) à traiter. Les larges espèces épibenthiques attachées aux substrats solides sont surveillées de préférence par des méthodes optiques non destructives, comme la vidéo sous-marine. Les communautés endobenthiques sont échantillonnées par des bennes ou des carottiers standardisés qui sont communément utilisés dans les programmes de surveillance marine.

Ressources nécessaires

La liste des ressources requises comprend:

- Des vaisseaux de recherche, appropriés pour le travail du sous-littoral au bathyal, en fonction de la sous-région;
- Des équipements appropriés (prise d'échantillons par carottes ou bennes, ou par dragage, systèmes de caméra sous-marins, etc.) pour la collecte d'échantillons de la zone intertidale à la zone bathyale;
- Infrastructure de laboratoire pour analyser les échantillons (p.ex. microscopes, échelles).

Un personnel qualifié, particulièrement des taxonomistes expérimentés, est requis pour le travail de terrain et le travail de laboratoire afin de garantir la qualité dans la précision de l'échantillonnage, la cohérence des données avec le temps, l'analyse de données significatives et l'interprétation de résultats.

Travail complémentaire

Les étapes suivantes sont essentielles pour la mise en œuvre:

- Identifier les listes des espèces existantes des Parties Contractantes et en vérifier la cohérence dans les régions biogéographiques ;
- Identifier les espèces typiques et caractéristiques pour le reste des régions biogéographiques/des habitats et réévaluer les listes des espèces chaque six ans ;
- Définir les lignes de base des habitations et des régions biogéographiques ;
- Formuler une claire description des efforts et des méthodologies d'échantillonnage requises

4.2.2 Elaborer des Indices Biotiques Benthiques

Vu que les macrophytes marines benthiques (herbiers marins et macroalgues) sont essentiellement des organismes sessiles, ils répondent en effet directement à l'environnement aquatique abiotique et biotique, et représentent, ainsi, des indicateurs sensibles de changement. Les herbiers marins sont les composantes-clés des écosystèmes marins côtiers et de nombreux programmes de surveillance de par le monde évaluent la santé des herbiers marins qu'ils considèrent comme des indicateurs de l'état environnemental.

Les herbiers marins et les invertébrés benthiques à fonds mous sont traditionnellement utilisés dans la Méditerranée pour l'évaluation de la qualité de l'environnement et plusieurs indices ont déjà été largement appliqués par les Pays Contractants Méditerranéens, Etats membres de l'UE, et comparés dans le cadre du Groupe d'inter-étalonnage géographique méditerranéen de la Directive-Cadre de l'UE sur l'Eau (MEDGIG) alors que deux indices ont été également basés sur les macroalgues et comparés dans le cadre du groupe MED GIG. Déjà en 2009, la Réunion des Experts de MED POL sur les Eléments de Qualité Biologique (UNEP/DEPI/MED WG. 342/3) a recommandé l'application des indices benthiques développés et testés dans le cadre de la

Directive-Cadre sur l'Eau destinés à être utilisés par toutes les Parties Contractantes. A cette fin, le cours de formation spécifique au projet PERSEUS 2015 visant les pays du Sud de la Méditerranée peut être utilisé.

Les indices basés sur les herbiers marins utilisent des espèces sensibles sélectionnées et la métrique relative aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système. Pour les indices basés sur les macroalgues, les échantillons d'espèces et de communautés sont classés par catégorie de vulnérabilité à la perturbation.

La plupart des indices invertébrés benthiques sont des indices de taxa d'indicateurs (ou espèces) et des indices biotiques qui sont basés sur la théorie du groupe écologique, constituant jusqu'à cinq groupes écologiques selon leur vulnérabilité au gradient de stress croissant. Ces indices sont basés sur le modèle de Pearson & Rosenberg (1978) qui prévoit une succession d'espèces tout au long d'un gradient de matière organique.

D'autres indices combinent les indices biotiques avec les indices de diversité à une variable, comme l'index de diversité Shannon–Wiener. Au sein du MEDGIG, la majorité des experts du sous-groupe méditerranéen de benthos (GIG, 2013) ont montré que les mesures de la diversité ne montraient pas les modèles monotones de réponses au gradient de la pression, particulièrement à l'extrémité inférieure de la zone, alors que les indices de taxa d'indicateurs (biotiques) reflétaient mieux le gradient de l'indicateur de la pression anthropique. D'une manière générale, l'utilisation des mesures de diversité pour l'évaluation de l'état de la qualité environnementale a fait l'objet de critiques en raison de leur dépendance de plusieurs autres facteurs en fonction du type de l'habitat, de la taille de l'échantillon, des variations saisonnières et de la domination naturelle des espèces caractéristiques.

L'évaluation de la condition de l'habitat par les indices biotiques est un outil de base et d'intégration dans l'écologie du benthos. Les méthodologies de surveillance sont bien développées et largement utilisées dans le cadre de la surveillance nationale, mais ont encore besoin d'être adaptées aux exigences de l'Approche écosystémique (EcAP). Elles se concentrent sur les habitats côtiers et mettent l'accent sur l'eutrophisation, les micro-polluants et le dragage/déversement en tant que pressions-clés. Ces méthodologies, associées à l'évaluation de l'abondance des espèces, apportent une évaluation quantitative et ciblée de la condition de l'habitat, en fonction des pressions relatives à une évaluation qualitative à travers la composition typique des espèces, alors que l'élaboration d'une telle liste d'espèces typiques est requise, comme il a été mentionné, pour établir la base des indices biotiques benthiques pour les macroalgues et les macro-zoobenthos. Le Tableau 1 montre une description claire des indices biotiques benthiques méditerranéens en place (du MED GIG en majorité).

Paramètre/métrique

Plusieurs indices biotiques benthiques spécifiques ont été déjà développés et sont devenus opérationnels, particulièrement pour répondre aux exigences du MED GIG (voir description dans le Tableau 1 et les Références respectives). Ils sont tous bien définis d'une manière méthodologique alors que la manière de combiner ces paramètres dans une classification vulnérabilité/tolérance ou en fonction des attributs structurels, fonctionnels et physiologiques est plus hétérogène en fonction de la question traitée (type de pression), des types d'habitat ou de la sous-région. Une simple liste d'espèces et la classification respective de la vulnérabilité/tolérance des espèces échantillonnées par habitat constituent une base appropriée pour surveiller les paramètres des macroalgues et des invertébrés benthiques. Il est nécessaire de prendre en compte que les communautés d'espèces peuvent varier au niveau local, même si l'habitat est similaire. L'attention est accordée au fait que les listes d'espèces dépendent des degrés variés d'expertise des taxonomistes au sein des équipes de contrôle, selon le type utilisé de l'index biotique. En outre, des résultats différents peuvent être causés par une expertise taxonomique inégale au sein des groupes, qui pourrait masquer les différences réelles dans l'état environnemental, particulièrement pour les indices des invertébrés benthiques. La mise en place de la métrique

pertinente doit être également spécifique à l'habitat et pourrait être développée (davantage) par chaque Partie Contractante en ce qui concerne ses valeurs de référence (sous-) régionales.

Déterminer la ligne de base et les limites du BEE

Pour déterminer la ligne de base, l'état de référence, avec des impacts négligeables, est recommandé.

Aux fins du MED GIG, les limites entre les classes pour l'évaluation de l'état de chaque index sont déterminées avec une description originale des méthodes (voir Références dans le Tableau 1). Il est à noter que la variabilité naturelle de la composition des espèces dans l'espace et le temps doit être considérée quand il s'agit de développer davantage les indicateurs biotiques benthiques. Cela comprendrait un test d'inter-étalonnage pour l'éventail des valeurs à une échelle (sous-) régionale, afin de valider un Ratio de Qualité Ecologique standardisé ou un seuil équivalent de discrimination BEE/pas de BEE, y compris les valeurs de référence (sous-) régionales.

Etendue spatiale

Les Indices Biotiques Benthiques sont, dans un cadre conceptuel, applicables à toutes les sous-régions et à tous les types d'habitats et sont éventuellement plus sensibles aux changements en raison des pressions anthropiques que l'indicateur "de la composition des espèces typiques". Il est nécessaire de mener davantage de discussions au sein des groupes d'experts et de consultations d'experts pour aller de l'avant dans la sélection des habitats pertinents d'un point de vue écologique, pour les évaluations des Indexes Biotiques Benthiques. La disponibilité des données (souvent limitées) pourrait restreindre le nombre d'habitats qui peuvent être évalués, avec une confiance statistique suffisante à présent.

Conditions de surveillance

La planification spatiale et temporelle de la surveillance (aire d'évaluation, sites d'échantillonnage, fréquences d'échantillonnage) dépend de la métrique des Indices Biotiques, des types d'habitats, de l'exposition aux pressions et des valeurs de référence (sous-) régionales. Cette question devrait faire l'objet de davantage de discussions par les groupes d'experts. De même, les contraintes du budget de surveillance jouent souvent un rôle à cet égard.

Les méthodes ISO (ISO, 2014 pour la macrofaune à fonds mous et ISO, 2007 pour les communautés à substrat solide) peuvent être considérées comme des documents consultatifs pour la surveillance du benthos.

Ressources nécessaires

Une estimation grossière des ressources nécessaires se présente comme suit:

- Vaisseaux de recherche appropriés pour travailler du sous-littoral au bathyal, en fonction de la sous-région
- Echantillonnage par plongée au niveau de l'infralittoral
- Equipement approprié (échantillonnage par carottes/bennes, dragage, etc.) pour la collecte d'échantillons
- Infrastructure de laboratoire pour l'analyse des échantillons
- Personnel qualifié pour le traitement, l'analyse et l'interprétation des données
- De bonnes compétences en taxonomie sont essentielles pour une évaluation appropriée de cet indicateur.

Travail complémentaire

Les étapes suivantes sont nécessaires au développement méthodologique:

1. Identifier la surveillance nationale en place des paramètres pertinents et des projets de développement d'indices biotiques benthiques. En garantir la cohérence et l'optimisation au sein des régions biogéographiques.
2. Sélectionner un ensemble essentiel d'indices pour être utilisé dans les Indices Biotiques Benthiques pour les zoobenthos, les angiospermes et les macroalgues - par un groupe d'experts - sur la base du jugement d'expert et de la littérature et des données disponibles.
3. Description claire des efforts et des méthodologies d'échantillonnage requises.

Ultérieurement, la mise en œuvre finale devra inclure:

4. Identifier les lignes de base des régions biogéographiques et des habitats respectifs.
5. Effectuer un test d'inter-étalonnage de l'éventail des valeurs à une échelle (sous-) régionale et valider le Ratio de Qualité Ecologique standardisé ou le seuil équivalent de discrimination entre BEE/pas de BEE, y compris les spécificités (sous-)régionales.

Tableau 1: Description concise des indices biotiques benthiques du Med (particulièrement la Directive-Cadre sur l'Eau) en place

ANGIOSPERMES				
INDICE	REFERENCE	APPLICATION	DESCRIPTION	Pays adoptant l'indice pour la Directive-Cadre sur l'Eau
POMI (<i>Posidonia oceanica</i> Indice)	Romero et al., 2007.		système, par le biais de l'Analyse en Composantes Principales (ACP)..	
M-AMBI	Muxica et al., 2007, Borja et al., 2004	http://www.azti.es	Indice multivarié combinant AMBI, l'indice de diversité et la richesse des Espèces dans une analyse factorielle. Système de classement avec 5 classes de qualité.	Italie Slovénie
AMBI	Borja et al., 2000)	http://www.azti.es	Indice biotique combinant les pourcentages de 5 groupes écologiques d'espèces dans une formule. Système de classement avec 5 classes de qualité.	France
BENTIX	Simboura & Zenetos (2002)	http://www.hcmr.gr/	Indice biotique combinant les pourcentages de 2 groupes écologiques d'espèces dans une formule. Système de classement avec 5 classes de qualité.	Grèce, Chypre
BOPA	Dauvin and Ruellet, 2007)		Indice biotique combinant la fréquence ou le ratio polychètes opportunistes à la fréquence (ratio) du groupe des amphipodes. Système de classement avec 5 classes de qualité.	Espagne (Andalousie, Murcie, Valence)
MEDOCC	Pinedo et al., 2014		Indice biotique combinant les pourcentages de 5 groupes écologiques d'espèces dans une formule. Système de classement avec 5 classes de qualité.	Espagne (Catalogne et Iles Baléares)

PREI (<i>Posidonia</i> Indice Facile Rapide)	Gobert et al., 2009			France, Italie, Chypre
BIPO (Indice Biotique <i>Posidonia oceanica</i>)	Lopez y Royo et al., 2010		du système pour l'évaluation de l'état écologique. Système de classement avec 5 classes de qualité.	
CYMOSEX	Orfanidis et al., 2010		1 espèce sensible choisie, <i>Cymodocea nodosa</i> , utilisant l'asymétrie des fréquences relatives de la longueur des feuilles transformées en log (SkLnRfLL). Système de classement avec 5 classes de qualité.	Grèce
CYMOX	Oliva et al, 2012		1 espèce sensible choisie, <i>Cymodocea nodosa</i> , intégrant un ensemble métrique relatif aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système. Système de classement avec 5 classes de qualité.	
MACROALGUES				
INDICE	REFERENCE	APPLICATION	DESCRIPTION	Pays adoptant l'indice pour la Directive-Cadre sur l'Eau
EEI (Indice d'Evaluation Ecologique)	Orfanidis et al., 2001, 2003		Espèces échantillonnées et classées en deux classes vulnérables à la perturbation.	
EEI-c (Indice d'Evaluation Ecologique continu)	Orfanidis et al., 2011		Espèces échantillonnées et classées en cinq classes vulnérables à la perturbation	Chypre, Grèce, Slovaquie, Bulgarie
CARLIT	Ballesteros et al., 2007		Communautés classées en neuf classes vulnérables à la perturbation.	Croatie, France, Italie, Espagne

4.2.3 Elaborer les changements dans les types fonctionnels du plancton

Les paires ayant une forme de vie peuvent donner une idée des changements au niveau: du transfert d'énergie des producteurs primaires aux producteurs secondaires (changements dans le phytoplancton et le zooplancton); de l'itinéraire du flux d'énergie et des grands prédateurs (changements dans le zooplancton gélatineux et les larves de poisson); accouplement benthique/pélagique (changement dans le holoplancton (entièrement planctonique) et méroplancton (seule une partie du cycle de vie est planctonique, le reste est benthique) Gowen et al. 2011, Tett et al., 2008). Les données concernant les paires peuvent être exprimées en abondance ou en biomasse, en fonction de ce qui est le plus pertinent pour le groupe en question et disponible à partir des programmes de surveillance. Il est proposé que cette approche soit adoptée sur une base optionnelle pour les Parties Contractantes méditerranéennes, afin d'examiner l'applicabilité de la méthodologie pour les Parties ayant des séries temporelles en place. Un séminaire régional visant à enquêter sur l'applicabilité de la méthodologie dans la Méditerranée serait approprié.

Le Tableau 2 montre les formes de vie de plancton proposées. Les paires choisies dépendront des types d'habitat. Ainsi, l'adaptation régionale devient nécessaire. Avec l'augmentation de la base du savoir, les nouvelles paires peuvent se développer comme indicateurs, y compris pour d'autres pressions.

Tableau 4.2:3 Formes de vie de plancton proposées

	Formes de vie		Formes de vie		Formes de vie	
	Diatomes	Dinoflagellés	Grands copépodes	Petits copépodes	Holoplancton	Méroplancton
Logique:	Changement dans la composition de la communauté d'algues vers des groupes moins utiles sur le plan trophique et potentiellement plus nuisibles		Changement de taille pour les producteurs secondaires / les brouteurs primaires pourraient être affectés par la chaîne alimentaire		Accouplement benthique-pélagique	
Pression(s):	Ruissellement de nutriments (ponctuel ou non-ponctuel), changements hydrologiques, aquaculture, écoulement d'eau tiède		Pêche		Pêche (y compris la pression sur le benthos en raison du chalutage), nutriments	

Déterminer la ligne de base et le niveau de référence

Une approche éventuelle de la ligne de base consiste “en une ligne de base déterminée dans le passé (non en tant que condition parfaite de référence, mais en tant qu'un point de départ pour le changement)” et l'objectif peut être évalué comme étant “un changement déviant de la ligne de base”. Il s'agit d'une approche qui peut être considérée sur le plan régional. Le choix est relatif au fait que les

données ne peuvent pas toujours être disponibles dans toutes les régions; la longueur des séries temporelles peut varier et les premières données disponibles peuvent remonter à une période qui n'était pas nécessairement dans un BEE. L'absence d'une tendance significative au niveau d'un indicateur ou l'absence d'une corrélation significative entre la tendance de l'indicateur et la tendance au niveau des pressions humaines peuvent être utilisées pour attester que l'objectif du BEE (pour ce critère et pour la communauté de plancton en général) a été réalisé. Toutefois, cela présuppose que le point de départ de la série temporelle représentait les conditions de la ligne de base (de référence), et donc le BEE. Peut-être s'agit-il d'un cas différent. Quand les données sont disponibles, il est nécessaire de les utiliser pour déterminer l'état actuel du plancton sur ces sites. Mais des données sur 2 à 3 ans devront être collectées à partir de nouveaux sites de surveillance pour caractériser l'état du plancton. Toutefois, si les données déjà disponibles peuvent être utilisées pour caractériser le BEE des communautés de planctons (utiliser la théorie écologique, modélisation, absence d'opinion d'expert et de pression humaine évidente), il serait possible d'utiliser de telles données comme des conditions de ligne de base pour les nouveaux sites de surveillance et pour les sites déjà en place où le statut du plancton ne remplit pas le BEE.

Déterminer les objectifs / les limites du BEE

Un objectif recommandé serait: "La communauté de plancton non affectée d'une manière remarquable par les facteurs anthropiques." Cet objectif permet un changement climatique non gérable, mais déclenche une action de gestion s'il est lié à la pression anthropique et peut être utilisé avec tous les ensembles de données dans toutes les Parties Contractantes.

Etendue spatiale

Cet indicateur est important au niveau régional. Il doit être également évalué au niveau de l'habitat. La profondeur requise de l'échantillonnage variera entre les programmes de surveillance et dépendra de l'habitat.

Conditions de surveillance

	Littoral	Plateau	Offshore
Fréquence suggérée pour la collecte de données*	Recommandée chaque deux semaines ou chaque mois au moins	Chaque mois	Chaque mois
Méthode de surveillance	In situ	In situ	In situ
Fréquence de l'évaluation et de la mise à jour de l'indicateur	Mise à jour annuelle	Mise à jour annuelle	Mise à jour annuelle
Quantité minimale des sites de surveillance	Dépend de la quantité d'habitats. L'Enregistreur	Dépend de la quantité d'habitats. L'Enregistreur Continu de	Dépend de la quantité d'habitats. L'Enregistreur Continu de Plancton (CPR) peut

	Continu de Plancton (CPR) peut être considéré pour un programme régional pour la surveillance du plancton à l'avenir.	Plancton (CPR) peut être considéré pour un programme régional pour la surveillance du plancton à l'avenir.	être considéré pour un programme régional pour la surveillance du plancton à l'avenir.
--	---	--	--

*Il existe un besoin complémentaire pour la série temporelle à long terme et pour la surveillance à haute fréquence, particulièrement dans les habitats largement affectés par les pressions anthropiques.

Travail complémentaire

1. Un séminaire régional pour examiner l'applicabilité de la méthodologie dans la Méditerranée serait approprié.
2. Les états de la ligne de base et de référence (non en tant que conditions parfaites, mais en tant que point de départ pour le changement) doivent être développés au niveau régional, mais cela dépend de la longueur de la série temporelle.
3. La résolution taxonomique doit être inter-comparée et inter-étalonnée.
4. Idéalement, pour évaluer correctement cet indicateur sur le plan régional, il doit être évalué et surveillé par le biais de la même méthodologie à travers la région. Toutefois, dans l'attente que le financement soit disponible à cet effet, l'indicateur peut toujours enrichir une évaluation du Bon Etat Environnemental des régions grâce à une collecte appropriée de données.
5. Certains groupes sont sous-échantillonnés avec beaucoup de données manquantes: microphytes, pico, nano, bactéries et micro-zooplankton, y compris les ciliés.
6. De nouvelles paires peuvent être développées comme indicateurs à d'autres pressions, habitats et milieu pélagique (bactérie, virus) alors que la base de connaissances augmente.

4.3. Elaborer l'aire de distribution des espèces

4.3.1. Introduction

Dans les sciences biologiques, l'aire de distribution d'une espèce est la zone géographique où cette espèce peut se trouver (étendue maximale). Elle est souvent représentée par l'intermédiaire d'une carte des aires de distribution des espèces (dans cette aire-là, la dispersion est la variation de la densité locale). La distribution des espèces est la manière avec laquelle un taxon bénéficie d'une disposition spatiale dans une zone géographique.

Ainsi, l'objectif de cet indicateur consiste à connaître l'aire de distribution des espèces des oiseaux de mer, des cétacés, des phoques et des tortues de mer présentes dans les eaux méditerranéennes, particulièrement les espèces sélectionnées par les Parties.

4.3.2. Cadre et stratégie de surveillance

L'aire de distribution des espèces est sans aucun doute l'indicateur le plus facile à obtenir, tout simplement à travers la référence géographique des observations des espèces.

Toutefois, le degré du savoir de l'occurrence, de la distribution, de l'abondance et de l'état de conservation des espèces marines méditerranéennes est inégal/irrégulier: en général, les pays méditerranéens ont des listes d'espèces, mais leur site n'est pas complet, avec un écart significatif au niveau d'autres informations pertinentes. Certains programmes des plus importants dans cette direction-là présentent quand même des écarts significatifs (p.ex. les bases de données globales portant sur la région méditerranéenne ne reflètent pas le savoir actuel réel (Fig. 1)).

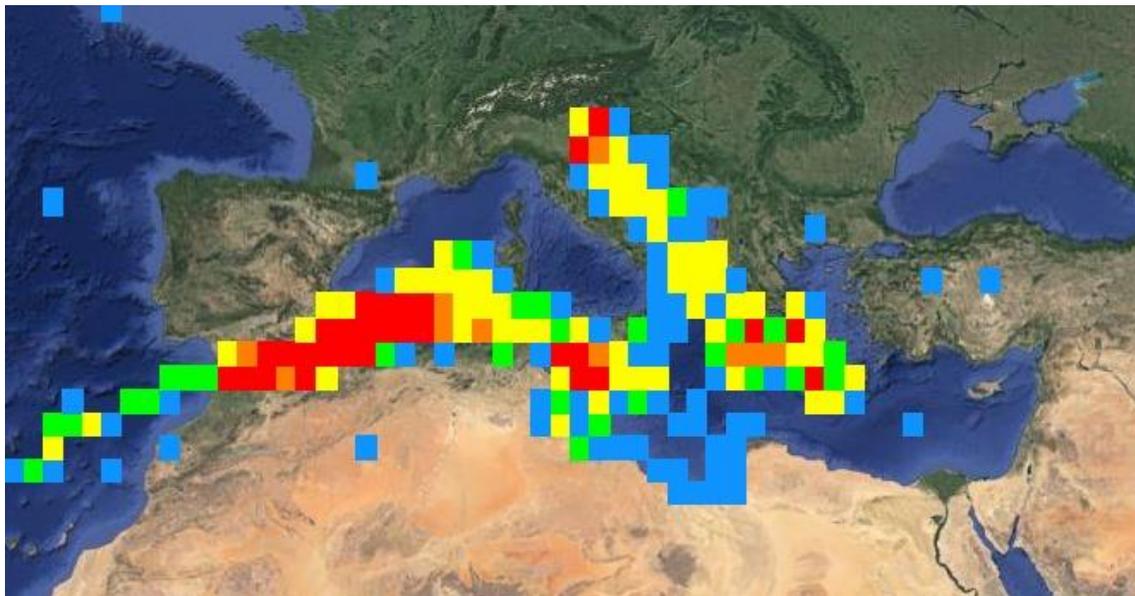


Figure 1: Image de OBIS-SEAMAP: Etat des Tortues de Mer dans le Monde (State of the World's Sea Turtle (SWOT)). Il existe de grands écarts alors que de telles informations sont présentement disponibles dans la Méditerranée.

Il est donc nécessaire d'établir des critères d'information minima pour refléter la distribution connue des espèces.

On peut distinguer deux types d'aire de distribution impliquant une approche méthodologique différente:

Aire de distribution générale des espèces:

Pour une aire de distribution, il est nécessaire de connaître la localisation des espèces à partir des informations issues de l'échantillonnage et de se référer à la grille normalisée 10x10 km (selon la grille de la FAO¹²).

Vu l'étendue de la Méditerranée, il n'est pas possible d'obtenir les informations adéquates portant sur l'ensemble de la surface. Il est donc nécessaire de choisir des méthodes d'échantillonnage qui

¹² www.fao.org

permettent d'apporter des connaissances appropriées concernant l'aire de distribution de chaque espèce. Cela implique beaucoup d'efforts pour des aires qui ne sont pas entièrement recensées.

Les efforts de surveillance doivent être à long terme et couvrir toutes les saisons afin que les informations obtenues soient plus complètes:

Navires dédiés ou relevés aériens:

Transects linéaires menés par des observateurs qualifiés, selon un protocole rigoureux pour les navires et les avions dédiés.

Deux types d'échantillons sont proposés: dans les eaux côtières et dans les eaux pélagiques éloignées. Les transects côtiers couvriront toujours la même zone du littoral en "zigzag" alors que la situation pour les eaux pélagiques sera variable, bien qu'ils soient, en général, droits et perpendiculaires au littoral.

Quand des cétacés, des phoques, des oiseaux de mer ou des tortues de mer sont localisés, le relevé est interrompu pour confirmer les espèces et la position des données, le nombre d'individus et la structure sociale si possible.

Les vols ont lieu à 1000 pieds (env. 330 m) d'altitude et à une vitesse de 100 nœuds, alors que la navigation a lieu à 10-12 nœuds couvrant tout l'arc de l'horizon à une distance d'environ 4 milles nautiques (SEC13 protocol14). Les relevés aériens présentent des difficultés pour localiser et identifier des oiseaux de mer plus petits (Océanite, Sterne Voyageuse, Sterne Hansel, Sterne Caugek) et observer les puffins.

AVANTAGES	Durée de vie moyenne (d'un jour à une décennie) Aire de distribution moyenne (d'un kilomètre à des milliers de kilomètres)
INCONVENIENTS	Très cher Besoin de compétences élevées

Données opportunistes, p. ex.:

A partir de l'observation des baleines, les observations des activités de pêche (journaux de bord), les relevés dans des plateformes non dédiées (ferry-boats, navires marchands ou amateurs/yachts), captures accessoires (principalement les tortues de mer et les puffins en longues files, ainsi que les petits cétacés dans les filets de pêche).

AVANTAGES	Durée de vie moyenne (d'un jour à une décennie) Aire de distribution moyenne (d'un kilomètre à des
-----------	---

¹³ Spanish Cetaceans Society

¹⁴ SEC (1999). Recopilación, Análisis, Valoración y Elaboración de Protocolos sobre las Labores de Observación, Asistencia a Varamientos y Recuperación de Mamíferos y Tortugas Marinas de las Aguas Españolas. Ministerio de Medio Ambiente.

	milliers de kilomètres) Moins cher
INCONVENIENTS	Qualité et crédibilité des observations Restrictions dans l'espace et dans le temps

Marquage:

Suivi satellitaire, repérage radio et identification par photo.

La méthode de capture et de marquage dépend des objectifs et des espèces. Pour l'aire de distribution, le suivi satellitaire apporte les meilleurs résultats.

AVANTAGES	Durée de vie longue (d'une heure à une décennie) Aire de distribution large (de quelques mètres à des milliers de kilomètres) Fournir d'autres données
INCONVENIENTS	Très cher Besoin de technologie avancée et de compétences élevées Exige un grand effort Tailles petites des échantillons

Collecte de données acoustiques:

Dispositifs actifs (p.ex. écho-sondeurs), batteries d'hydrophones remorquées et instruments autonomes du fond océanique. Transects linéaires remorquant un hydrophone derrière un navire à l'extrémité d'un long câble. Les hydrophones sont utilisés dans les emplacements éloignés et les dispositifs d'enregistrement acoustique (p.ex. POD "détecteur de marsouins") dans les zones côtières.

Cette méthode est recommandée pour les cétacés. La sonde sous-marine traverse de longues distances, les appels des baleines étant souvent détectés à des dizaines, voire des centaines de kilomètres. Les relevés acoustiques des habitats des cétacés représentent donc une méthode utile pour identifier les espèces présentes, ainsi que localiser et suivre leurs populations.

AVANTAGES	Durée de vie très longue (d'une heure à un siècle) Aire de distribution très large (de mètres et des dizaines
-----------	--

	de milliers de kilomètres)
INCONVENIENTS	Cher Besoin de technologie avancée et de compétences élevées Analyse de données requise

Aires à usage spécifique:

Les aires à usage spécifique sont définies comme étant des aires de grande importance pour une certaine période du cycle de vie et sont facilement identifiables. Nous pouvons distinguer alors:

a) Aires de reproduction:

Des colonies et des aires où les espèces cibles se reproduisent (caves, plages, marais littoraux et falaise, etc.):

- Localisation et décompte à partir de points d'observation.
- Localisation à partir d'un navire, d'un avion ou d'un drone.

Le relevé visuel de l'ensemble de la population des puffins n'est pas utile car ils se nichent dans les terriers et les fissures. Le relevé des mâles durant la saison de reproduction peut être une méthode relativement précise (car il évite la confusion avec les terriers occupés par d'autres espèces) et bien plus rapide.

Les relevés aériens à la pleine lune/à la nouvelle lune sur les plages pour localiser les traces sont recommandés pour localiser les plages de reproduction des tortues de mer. Les vols commenceraient à l'aube après les marées hautes (qui coïncident avec ces phases de lune).

b) Aires d'hivernage: aires où les espèces cibles hivernent.

c) Aires d'alimentation: aires où les espèces cibles s'alimentent.

Il n'existe pas de méthode homogène décrite pour la localisation de ces différents types d'aires. Ainsi, les colonies d'oiseaux, les plages de nidification des tortues de mer, les grottes de reproduction des phoques et des aires d'hivernage et d'alimentation peuvent être localisées en vérifiant les informations bibliographiques disponibles, les études des différents groupes (pêcheurs, ONG, guides, articles), la probabilité des modèles d'occurrence (qui indiquent les aires où l'occurrence d'une espèce est probable, sur la base de modèles statistiques reliant les variables de l'habitat à la présence/l'absence d'une espèce) et le savoir des experts régionaux.

La surveillance à long terme de ces aires apporte des informations concernant l'évolution temporelle.

Les données portant sur l'aire de distribution ont besoin d'une analyse d'un Système d'Information Géographique (SIG). Il sera nécessaire d'utiliser une grille normalisée 10x10 km pour comparer toutes les informations et couvrir, ainsi, toute l'aire de distribution.

4.4. Elaborer l'abondance de la population

4.4.1. Introduction

Les mesures de la diversité biologique apparaissent souvent comme des indicateurs du fonctionnement de l'écosystème. Dans le cadre de la définition de la diversité biologique, plusieurs composantes déterminent l'écosystème: la richesse et la variété, la distribution et l'abondance. L'abondance est l'un des groupes de paramètres qui définissent la démographie des populations, l'un des plus importants, en effet, pour le conditionnement de la croissance et du déclin d'une population

Taille de la population:

Le paramètre démographique le plus important est le nombre d'individus au sein d'une population. La taille de la population est définie comme étant le nombre d'individus présents dans une zone de distribution géographique désignée d'une manière subjective.

Densité de la population:

La taille de la population en relation avec la surface de l'espace qu'elle occupe représente une description complémentaire de la taille d'une population. La densité est en général exprimée comme étant le nombre d'individus par aire unitaire.

4.4.2. Cadre et stratégie de surveillance

Les études portant sur la dynamique et l'abondance de la population sont basées sur la connaissance de la taille et de la variation de la population dans le temps. Si la taille de la population est petite, tous les individus peuvent parfois être comptés directement. Mais la plupart des études requièrent une estimation de la taille de la population par échantillonnage.

L'objectif de cet indicateur consiste à déterminer l'état de la population des espèces choisies par le moyen de surveillance à moyen et long termes pour obtenir les tendances des populations des espèces. Cela requiert, en effet, un relevé de tout aspect biologique:

Relevé des aires de reproduction (cas de roquerie et de mise bas):

Une fois les aires sont localisées, il sera possible de les compter (individus, paires, nids, sites de mise bas, etc.) durant la période la plus appropriée. La méthode utilisée dépendra des espèces et de leurs caractéristiques. Compter le nombre de pistes ou d'itinéraires rampants est recommandé pour les tortues de mer. Les pièges photographiques dans les grottes sont recommandés pour les phoques.

Relevé des aires d'hivernage:

Afin d'en connaître l'état durant l'hiver, il est nécessaire d'utiliser une méthode normalisée d'échantillonnage (comme la méthode Wetland International en place depuis 1967 pour les oiseaux aquatiques), l'adaptant ainsi aux différents groupes de faune, bien qu'elle soit typiquement appliquée aux oiseaux et aux baleines.

Relevés des aires de quête de nourriture:

Une fois localisés, les individus dans les aires d'alimentation sont comptés à des périodes différentes tout au long de l'année.

La localisation de l'aire d'alimentation peut s'effectuer pour la plupart des espèces par l'analyse des données du suivi satellitaire et l'étude de la distribution des espèces - proies (FAO¹⁵).

Relevé coordonné à partir de la terre:

Des observateurs volontaires et des ornithologues (travaillant le même jour et durant le même créneau horaire), à des points d'observation différents selon des protocoles normalisés. Les informations

¹⁵ www.fao.org

concernant les espèces, la phénologie, la distribution, l'abondance relative et le comportement migratoire sont collectées. Cette méthode s'applique aux cétacés et aux oiseaux de mer.

Depuis les années 70, cette méthodologie est en place dans plusieurs pays, suivant les mêmes protocoles, à travers un réseau d'ornithologues et d'observateurs de mammifères marins (RAM¹⁶ en Espagne et au Portugal).

Surveillance de la migration:

Outre le relevé à partir de la terre et afin de prendre compte de la migration, il est important de choisir les meilleurs points des passages migratoires en Méditerranée et d'appliquer une méthodologie standardisée comme c'était le cas dans le Déroit de Gibraltar par le programme MIGRES¹⁷. Il s'agit d'un moyen utile pour les cétacés et les oiseaux de mer. De plus, il est possible d'utiliser un radar et des caméras à distance pour une surveillance automatisée.

Relevés de navires et relevés aériens (à partir de navires, d'avions, d'hélicoptères ou de drones):

Relevé visuel (observations) par une méthode de transect stratifiée. Les transects doivent être menés à des temps différents de l'année pour couvrir tous les aspects de phénologie.

Navires dédiés ou relevés aériens:

Transects linéaires menés par des observateurs qualifiés, selon un protocole rigoureux pour les navires et les avions dédiés.

Deux types d'échantillons sont proposés: dans les eaux côtières et dans les eaux pélagiques éloignées. Les transects côtiers couvriront toujours la même zone du littoral en "zigzag" (mais les transects liant les grottes au littoral plus court seront choisis pour les relevés par bateaux des phoques moines) alors que la situation pour les eaux pélagiques sera variable, bien qu'ils soient, en général, droits et perpendiculaires au littoral.

Quand les cétacés, les oiseaux de mer ou les tortues de mer sont localisés, le relevé est interrompu pour confirmer les espèces et collecter les données concernant la position, le nombre d'individus et la structure sociale si possible.

Pour les phoques, les grottes - refuges connues sont vérifiées dans les zones facilement accessibles par des équipes synchronisées ou par un seul canot à moteur s'approchant, pour autant de grottes actives que possible dans un laps de temps court, ce qui exclut le décompte du même phoque deux fois dans des grottes séparées. Un tel décompte est le plus utile durant les pics de la saison de reproduction (Septembre-Octobre), quand la plupart des femelles et des mâles montant la garde passent un temps considérable dans les grottes.

Les vols ont lieu à 1000 pieds (env. 330 m) d'altitude et à une vitesse de 100 nœuds, alors que la navigation a lieu à 10-12 nœuds couvrant tout l'arc de l'horizon à une distance d'environ 4 milles nautiques (SEC¹⁸ protocol¹⁹). Les relevés aériens présentent des difficultés pour localiser et identifier

¹⁶ <http://redavesmarinas.blogspot.com.es/p/blog-page.html>

¹⁷ www.fundacionmigres.org

¹⁸ Spanish Cetaceans Society

¹⁹ SEC (1999). Recopilación, Análisis, Valoración y Elaboración de Protocolos sobre las Labores de Observación, Asistencia a Varamientos y Recuperación de Mamíferos y Tortugas Marinas de las Aguas Españolas. Ministerio de Medio Ambiente.

des oiseaux de mer plus petits (Océanite, Sterne Voyageuse, Sterne Hansel, Sterne Caugek) et observer les puffins.

La surveillance à partir d'un navire, d'un avion ou d'un drone semble être la méthodologie la plus effective pour obtenir la taille et la densité de la population des cétacés et des oiseaux de mer.

Les relevés aériens immédiatement après la pleine lune/ la nouvelle lune pour localiser les traces sont recommandés pour localiser les plages de reproduction des tortues de mer.

Relevés de plateformes d'occasion (POP):

Les observateurs formés sont placés à bord de navires ou d'avions. Utilisés pour les eaux pélagiques éloignées.

Collecte de données acoustiques:

Transects linéaires remorquant un hydrophone derrière un navire à l'extrémité d'un long câble. Les hydrophones sont utilisés dans les emplacements éloignés et les dispositifs d'enregistrement acoustique (p.ex. POD "détecteur de marsouins") dans les zones côtières.

Cette méthode est recommandée pour les cétacés. La sonde sous-marine traverse de longues distances, les appels des baleines étant souvent détectés à des dizaines, voire des centaines de kilomètres. Les relevés acoustiques des habitats des cétacés représentent donc une méthode utile pour identifier les espèces présentes, ainsi que localiser et suivre leurs populations.

Données opportunistes (observations):

A partir de l'observation des baleines, les observations des activités de pêche (journaux de bord), les relevés dans des plateformes non dédiées (ferry-boats ou navires marchands), captures accessoires, principalement les tortues de mer et les puffins en longues files, ainsi que les petits cétacés dans les filets de pêche (prise par unité d'effort, CPUE²⁰).

Surveillance des espèces échouées et coincées:

Créer un réseau pour le relevé d'espèces échouées et coincées afin d'obtenir des informations importantes (quant à la mortalité et à la contamination des tissus), avec l'aide des volontaires, en général. Il s'agit d'un bon indicateur pour les oiseaux de mer après les tempêtes. Toutefois, il n'est pas crédible pour les cétacées, les phoques et les tortues de mer.

Marquage (capture-recapture):

Parfois, il s'agit du seul moyen d'obtenir les informations nécessaires pour connaître le statut des espèces. Dans ce sens-là, nous pouvons lancer une campagne de marquage de certaines populations. La méthode dépend des objectifs et des espèces. La recapture peut signifier la ré-observation de l'animal marqué.

Phoque: suivi satellitaire, cicatrices, plaques sur le corps, identification par photo, marques

²⁰ www.fao.org

Oiseaux de mer: suivi satellitaire, anneaux, bandes

Cétacés: suivi satellitaire, encoches, cicatrices, identification par photo

Tortues de mer: suivi satellitaire, encoches, cicatrices, épibiontes, marques

4.4.3. Résumé et Evaluation

Toutes les méthodes proposées sont complémentaires pour obtenir les informations appropriées concernant la gestion et la conservation des espèces dans la Méditerranée. Toutefois, il est nécessaire de développer chaque objectif pour chaque espèce ou chaque groupe d'espèces.

Nom	Avantage / Importance	Inconvénient
Relevés des activités de roquerie et de mise bas	Bonnes informations Informations très importantes	L'accès est parfois très difficile (p. ex. pour les phoques)
Relevés des zones d'hivernage	Bonnes informations	Besoin d'une bonne coordination
Relevés des zones d'alimentation	Importantes informations pour le contrôle de l'impact de la pêche	Pas facile
Relevés coordonnés à partir de la terre	Participation de volontaires Informations utiles Faciles à appliquer Oiseaux de mer et cétacés	Informations partielles Volontaires et coordination de données
Surveillance à partir de la terre	Informations importantes Oiseaux de mer et cétacés	Informations partielles Formation de techniciens
Relevés aériens ou à partir de navires	Bonnes données Informations utiles Durée de vie moyenne Aire de distribution moyenne Plateforme dédiée non couverte	Besoin de navires et d'avions Très cher Besoin de formation et de compétences élevées
Surveillance d'espèces échouées ou coincées	Participation de volontaires Informations utiles	Informations partielles Volontaires et coordination de données
Recensement à partir de la terre	Participation de volontaires Informations utiles Facile à appliquer	Informations partielles Volontaires et coordination de données
Marquage: capture-recapture	Informations très précises Durée de vie moyenne Aire de distribution large	Besoin de spécialistes Besoin de technologies Cher Informations partielles

Les programmes de surveillance doivent être capables d'apporter les données nécessaires pour évaluer si les objectifs environnementaux ont été réalisés.

La stratégie utilisée pour choisir les sites est, en partie, une question statistique/technique, mais, est principalement liée à l'objectif de la surveillance, une décision à prendre quand une stratégie de surveillance est définie. La stratégie pour la sélection du site a des conséquences fondamentales sur l'analyse de la surveillance, car elle choisit la méthode d'étude. Les programmes de surveillance ne sont pas compatibles ou comparables s'ils utilisent les mêmes méthodes d'enquête, mais des stratégies différentes pour la sélection de sites (p.ex. sélection déterministe ou arbitraire de transects).

Les principes de la stratégie pour la sélection de sites sont décrits dans plusieurs manuels sur les statistiques et la surveillance. Sur le plan plus fondamental, l'on peut soit choisir les sites individuellement, car ils présentent certaines caractéristiques d'intérêt, soit opter pour une stratégie représentative, utilisant un moyen aléatoire pour le choix du site répondant à certains critères.

La capacité d'un programme de surveillance à montrer une différence ou une tendance significative d'une manière statistique est désignée comme étant la puissance statistique. Cette dernière est affectée par la magnitude de la tendance, la variation entre les répliques et le nombre de répliques.

4.5. Elaborer les caractéristiques démographiques de la population

4.5.1. Introduction

La démographie est l'étude des caractéristiques des populations. Elle apporte une description mathématique de la manière avec laquelle ces caractéristiques changent avec le temps. La démographie peut comprendre tout facteur statistique qui influence la croissance ou le déclin de la population. Mais plusieurs paramètres sont particulièrement importants: la taille de la population, la densité, la structure de l'âge, la fécondité (taux de natalité), mortalité (taux de mortalité) et la répartition mâles/femelles.

La démographie est utilisée dans l'écologie (particulièrement l'écologie de la population et l'écologie évolutionnaire) comme une base aux études de la population:

- Aider à identifier l'étape/les étapes du cycle de vie qui affecte(nt) la croissance de la population.
- Application à la conservation/l'exploitation (p.ex. gestion des activités de la pêche).
- Evaluer la colonisation et les capacités compétitives potentielles.
- Base pour comprendre l'évolution des traits d'histoire de vie
- Indicateur de l'aptitude par rapport à l'environnement avoisinant

4.5.2. Cadre et stratégie de surveillance

Les caractéristiques démographiques décrivent la population. Dans ce sens-là, la méthodologie utilisée doit être celle utilisée pour compter la population alors que seules les données spécifiques sont prises pour chacun des paramètres sélectionnés (catégories d'âge, sexe, nombre de veaux, de poussins ou d'œufs).

L'analyse démographique et l'étude de l'histoire de vie ont besoin de l'accumulation extensive de données, souvent à long terme, à partir soit de la collecte de carcasses ou des histoires de photos d'identification. En général, ces études peuvent être appliquées par des équipes de recherche différentes qui utilisent des processus d'analyse et d'échantillonnage différents, ce qui impose une autre difficulté à la mise en place de lignes de base quantitatives: connexion insuffisante des paramètres démographiques entre les différentes recherches.

Il est utile de clarifier certains points concernant les termes relatifs à ce qui a été susmentionné et la manière d'obtenir ces données:

L'étude portant sur l'échouement ou l'échouage génère des informations importantes concernant la démographie à travers l'échantillonnage et l'analyse des tissus (autopsies ou biopsies): causes de mortalité, contamination, âge, sexe, fitness, santé et mesure de la taille. Il s'agit d'un bon indicateur

des oiseaux de mer après les tempêtes. Il est par contre moins sain pour les cétacés, les phoques et les tortues de mer, et ce en raison, d'habitude, de tailles d'échantillon plus petites quand les épizooties se déclarent.

Taille du corps:

La taille du corps chez les cétacés, les phoques et les tortues de mer peut être indicative de l'état de santé de la population.

Phoques et cétacés:

Estimer la taille à partir d'une analyse des photos.

Mesure des espèces coincées.

Mesure en cas de capture-recapture.

Oiseaux de mer et tortues de mer:

Mesure des espèces coincées.

Mesure en cas de capture-recapture.

Structure d'âge:

Les individus peuvent être classés par catégories d'âge, appelées cohortes ("jeunes" ou "sous-adultes"). Ensuite, un profil de la taille et des structures d'âge des cohortes peut être établi pour déterminer le potentiel reproductif de cette population, afin d'en estimer la croissance actuelle et future.

- Identification des catégories d'âge dans les relevés et les transects.
- Vieillessement des espèces coincées (cétacés, phoques et tortues de mer): analyse des dents chez les phoques et les cétacés, rapport de taille.
- Vieillessement des espèces échouées (oiseaux de mer): mue et plumage.

Marquage (capture and recapture) d'espèces: analyse de dents chez les phoques et les cétacés, rapport de taille.

Répartition mâles/femelles:

Il s'agit du ratio entre le nombre de mâles et celui de femelles au sein de la population, qui peut aider les chercheurs à prévoir la croissance ou le déclin de la population. A l'instar de la taille de la population, le ratio mâles/femelles est un simple concept ayant des implications majeures sur la dynamique de la population.

- Identification des sexes dans les relevés et les transects.
- Sexage des espèces coincées (cétacés, phoques et tortues de mer): taille, dimorphisme, analyse génétique.
- Sexage des espèces échouées (oiseaux de mer): dimorphisme, analyse génétique.
- Marquage (capture et recapture) du sexage de spécimens: taille, dimorphisme, analyse génétique.

En cas de collecte et d'analyse d'échantillons biologiques pour connaître l'état du sexe et de la santé, les travaux doivent être bien coordonnés avec l'échantillonnage proposé pour l'EO10.

Fécondité (taux de natalité):

Elle décrit le nombre de descendants un individu ou une population est capable de produire durant une période donnée. La fécondité est calculée en taux de natalité spécifique à chaque groupe d'âge, pouvant s'exprimer en nombre de naissance par unité de temps, en nombre de naissance par femelle par unité de temps ou en nombre de naissances par individu par unité de temps.

Mortalité (taux de mortalité):

Il s'agit de la mesure des décès individuels dans une population qui sert à contrebalancer la fécondité, exprimée, en général, par le nombre d'individus décédés durant une période donnée (décès par unité de temps) ou par la proportion de la population décédée durant une période donnée (pourcentage de décès par unité de temps).

4.5.3. Résumé et Evaluation

L'utilisation des mesures d'assurance et de contrôle de qualité, comme l'inter-étalonnage, l'utilisation de matériel de référence, le cas échéant, et la formation d'opérateurs doivent accompagner l'application des protocoles de surveillance. Ces approches doivent être développées dans le contexte de recherche dédiée.

Des programmes de surveillance spécifiques sont requis pour commencer en tant que programmes pilotes, afin de déterminer la taille minimale d'un échantillon de la population et la période d'échantillonnage, pour obtenir des conclusions crédibles.

III. ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE OE2: LES ESPECES NON INDIGENES

1. Introduction

1.1 Définition des termes-clés

Les Espèces Non Indigènes (**ENI**; synonymes: étrangères, exotiques, non natives, allogènes) sont des espèces, des sous-espèces ou des taxons inférieurs introduits à l'extérieur de leur habitat naturel (passé ou présent) et à l'extérieur de leur potentiel de dispersion naturel, y compris toute partie, gamète ou propagule d'une telle espèce susceptible de survivre et de se reproduire ultérieurement. Leur présence dans une région donnée est due à une introduction intentionnelle ou non intentionnelle résultant d'activités humaines. Des transformations naturelles dans leur aire de distribution (par exemple, en raison du changement climatique ou de la dispersion par les courants océaniques) ne qualifient pas une espèce d'ENI. Toutefois, les introductions secondaires d'ENI à partir de la/des zone(s) de leur première arrivée peuvent avoir lieu sans l'implication de l'homme en raison d'une dissémination par les moyens naturels.

Les Espèces Exotiques Envahissantes (**EEE**) sont un sous-ensemble d'ENI établies, qui se sont disséminées, sont en train de se disséminer ou ont démontré leur potentiel à se disséminer ailleurs, ayant un impact sur la diversité biologique et le fonctionnement de l'écosystème (en faisant la compétition à et, à certaines occasions, en remplaçant les espèces indigènes), ainsi que sur les valeurs socio-économiques et/ou la santé de l'homme dans les régions envahies. Les espèces d'origine inconnue qui ne peuvent être considérées, ni comme espèces indigènes ni comme espèces exotiques, sont qualifiées d'**espèces cryptogéniques**. Elles peuvent présenter également des caractéristiques envahissantes et doivent être comprises dans les évaluations d'EEE.

1.2 Espèces envahissantes dans la Méditerranée

Les espèces marines envahissantes sont considérées comme l'une des principales causes de la perte de la biodiversité dans la Méditerranée (Galil, 2007; Coll et al., 2010), modifiant éventuellement tous les aspects des écosystèmes marins et d'autres écosystèmes aquatiques. Elles représentent un problème croissant en raison du taux sans précédent de leur introduction (Zenetos et al., 2010) et des impacts nocifs et inattendus qu'elles ont sur l'environnement, l'économie et la santé de l'homme (Galil, 2008). Il s'agit d'un phénomène général qui s'étend vers toutes les régions de la Méditerranée (Galil, 2007, Galil et al., 2009; Zenetos et al., 2010). Pour cette raison-là, les espèces envahissantes sont considérées comme des 'espèces focales' et doivent être contrôlées dans toutes les régions (Pomeroy et al., 2004). Selon les dernières études régionales, plus de 6% d'espèces marines dans la Méditerranée sont aujourd'hui considérées comme des espèces non indigènes, avec environ 1000 espèces marines exotiques ayant été identifiées (Zenetos et al., 2012), alors que leur nombre est en train d'augmenter à un taux record toutes les 2 semaines (Zenetos et al., 2012). Parmi ces espèces, 13.5% sont classées comme des espèces envahissantes dans la nature, les macrophytes (macroalgues et herbes marines) étant le groupe dominant dans la Mer Adriatique et la Méditerranée Occidentale alors que les polychètes, les crustacés, les mollusques et les poissons étant le groupe dominant dans la Méditerranée Orientale et Centrale (Galil, et al., 2009; Zenetos et al., 2010; Zenetos et al., 2012). La grande majorité des espèces non indigènes de la Méditerranée se trouve dans la Méditerranée Orientale: certaines d'entre elles sont exclusivement situées dans le sud-est du bassin alors que d'autres sont limitées au bassin occidental et d'autres encore ont colonisé toute la Méditerranée.

Il est vrai que les espèces exotiques envahissantes peuvent être responsables d'un impact écologique remarquable, particulièrement pour réduire la population de certaines espèces indigènes. Certaines ENI, particulièrement les crustacés et les poissons, sont devenues une importante ressource

halieutique. La migration lessepsienne (à travers le Canal de Suez) des ENI semble jouer un rôle important dans le secteur de la pêche, particulièrement dans le bassin levantin.

1.2.1 Itinéraires pour l'introduction d'espèces non indigènes dans la Méditerranée

Selon la dernière étude régionale (Zenetos et al., 2012), plus de la moitié (54%) des ENI marines dans la Méditerranée étaient probablement introduites par des corridors (particulièrement le Canal de Suez). Le transport maritime est le deuxième itinéraire d'introduction le plus commun, suivi par l'aquaculture et le commerce de poissons d'aquarium.

Le **Canal de Suez**, en tant qu'itinéraire pour les ENI, est considéré responsable de l'introduction de 493 espèces exotiques dans la Méditerranée, environ 11% d'entre elles étant envahissantes (55 espèces). Toutefois, seulement 270 de ces espèces sont classées d'une manière définitive comme étant des immigrations lessepsiennes, 71 constituent des registres temporaires (sur la base d'un ou de deux résultats) alors que 175 sont établies d'une manière réussie. 126 d'entre elles (y compris 17 espèces envahissantes) sont limitées à la sous-région de l'Est de la Méditerranée alors que les autres se répandent d'une manière progressive dans les sous-régions avoisinantes de la Méditerranée.

Le transport maritime est directement mis en cause pour l'introduction de 12 espèces uniquement, alors qu'il est estimé être le seul itinéraire d'introduction (à travers l'eau de ballast ou l'encrassement) de 300 espèces supplémentaires. Pour environ 100 espèces, le transport maritime représente un éventuel itinéraire parallèle, aux côtés du Canal de Suez ou de l'aquaculture.

Environ 20 ENI ont été introduites avec certitude à travers l'**aquaculture**, soit en tant qu'espèces évadées des espèces importées, essentiellement des mollusques, ou bien des espèces associées comme étant des contaminants: parasites; épibiontes; endobiontes; ou dans les matériaux d'emballage (animaux sessiles, macrophytes).

Le commerce des poissons d'aquarium, bien qu'actuellement limité à 2% des introductions, gagne du terrain en tant qu'itinéraire d'introduction. 18 espèces au total sont supposées avoir été introduites par le commerce de poissons d'aquarium, le seul cas confirmé étant celui du *Caulerpa taxifolia*. A l'exception de quatre espèces, pour lesquelles le commerce des poissons d'aquarium est suspecté d'avoir été une voie parallèle d'introduction, les 13 espèces restantes sont toutes des espèces de poissons tropicales gardées dans des aquariums d'eau de mer. L'explication la plus plausible pour leur présence semble le largage accidentel, bien que l'introduction non assistée à travers le Canal de Suez ne puisse être exclue pour les cas enregistrés dans la Mer Rouge.

La croissance des **marinas** dans de nombreuses zones côtières de la Méditerranée durant les dernières années peut constituer une plateforme (coques, chaînes, ancres, hélices, côtés immergés d'unités de ponton flottantes, pôles, portions immergées de structures flottantes soutenant les passerelles en bois) pour la dissémination d'ENI vu que ces sites sont intrinsèquement liés aux mouvements des vaisseaux (bateaux de pêche ou de plaisance) portant des espèces exotiques, comme l'encrassement des coques. Il est vrai que les peintures anti-salissures contribuent à contrôler l'encrassement. Toutefois, les coques demeurent un moyen de transport significatif des espèces exotiques.

Les ENI introduites via des corridors (particulièrement le Canal de Suez) sont, dans leur majorité, dans la sous-région de l'Est de la Méditerranée. Leur proportion diminue au niveau du bassin occidental. Le modèle inverse est soutenu pour les espèces transmises par le transport maritime et celles introduites par l'aquaculture. En ce qui concerne les espèces liées au Canal de Suez et au transport maritime, certaines de ces espèces de l'Indo-Pacifique peuvent en effet avoir été introduites par le transport maritime, non par les moyens naturels à travers le Canal de Suez, mais les informations sur ce sujet demeurent insuffisantes. Il s'agit d'une portion considérable variant d'environ 9% dans la sous-région de l'Est de Méditerranée à environ 6% dans la sous-région de l'Ouest de la Méditerranée.

1.2.2 Impact du changement climatique sur la dissémination des ENI dans la Méditerranée

Il est probable que le changement climatique affecte la structure des communautés marines et assure davantage d'opportunités aux espèces exotiques pour disséminer et dépasser les espèces indigènes. En général, plusieurs espèces indigènes et exotiques transfèrent leurs aires de distribution vers des latitudes supérieures (CIESM, 2008). Vu que la majorité des ENI dans la Méditerranée sont des espèces thermophiles originaires des mers tropicales de l'Indo-Pacifique, le réchauffement de la température de l'eau favorise l'introduction d'espèces additionnelles de la Mer Rouge dans le Sud-Est de la Méditerranée et promeut leur dissémination vers le Nord et vers l'Ouest. Il contribuera également à la dissémination des espèces d'origine subtropicale de l'Atlantique dans le bassin occidental, bien que, par définition, certaines introductions à travers le Déroit de Gibraltar ne constituent pas des introductions d'espèces non indigènes.

2. Stratégie de contrôle

2.1. Sélection des sites de suivi

Le suivi des EEE doit, en général, commencé sur une échelle non localisée, comme des "points chauds" ou des "zones tremplin" pour l'introduction d'espèces exotiques. De telles zones comprennent les ports et les zones avoisinantes, les quais, les marinas, les installations d'aquaculture, les sites des effluents des centrales chauffées et des structures offshore. Des zones d'intérêt spécial, comme les zones marines protégées, les lagons, etc. peuvent être sélectionnées au cas par cas, en fonction de la proximité des "points chauds" de l'introduction d'espèces exotiques. La sélection des sites de surveillance doit ainsi être fondée sur une analyse préalable des points "d'entrée" d'introduction les plus probables et des "points chauds" qui devraient contenir un nombre élevé d'espèces exotiques. Toutefois, les zones vierges qui ne constitueraient pas probablement des points d'entrées des ENI sont sélectionnées, par exemple pour celles qui pourraient être menacées par les bateaux de plaisance durant la saison touristique. Il y aurait besoin de considérer de nouveaux sites d'échantillonnage selon les activités humaines et celles des utilisateurs de ressources à l'avenir dans la mer. Le tableau 1 donne un exemple qui montre comment les données relatives aux différents itinéraires peuvent être utilisées afin de quantifier l'intensité de l'itinéraire.

Le surveillance au niveau des "points chauds" et des "zones tremplin" pour l'introduction d'espèces exotiques implique, d'une manière typique, un effort de surveillance plus intense, l'échantillonnage ayant lieu au moins une fois l'année dans les ports et leurs zones plus élargies (par exemple, la zone plus élargie du Golfe) et une fois tous les deux ans dans des ports plus petits, des marinas et des sites d'aquaculture. Le nombre des stations de surveillance devra varier en fonction du type de l'aire des introductions (de grands ports et leur environnement proche, des baies commerciales plus petites ou des sites d'aquaculture). La surveillance devrait, de préférence, avoir lieu durant la période de l'année où la plupart des espèces devraient y être présentes.

Concernant l'étendue spatiale du suivi, les espèces marines, particulièrement les espèces marines envahissantes, tendent à avoir une aire de distribution relativement large, en comparaison avec les espèces terrestres et d'eau douce, vu qu'il y a moins de barrières physiques dans l'environnement marin qui pourraient limiter leur dissémination. La plupart des espèces, par exemple, ont un stade pélagique durant lequel elles peuvent se laisser aller avec les courants marins sur de longues distances. La surveillance de la présence d'espèces marines non indigènes dans une partie d'un port maritime, par exemple, assurera ainsi une indication relativement bonne des espèces qui sont présentes dans l'ensemble du port et dans les eaux adjacentes. Ainsi, l'on peut obtenir une vue d'ensemble des espèces

non indigènes présentes sur une large étendue spatiale, tout en suivant uniquement un nombre relativement limité de sites.

Tableau 2.1. Un exemple indicatif estimant l'intensité relative de l'itinéraire sur les sites (OSPAR 2014).

Itinéraire	Données utilisées pour déterminer l'intensité des différents itinéraires		Formule de notation de l'intensité de l'itinéraire	Echelle
Transport maritime commercial	Le nombre total de connexions uniques dans les ports dans un carré de grille	Le nombre total de voyages dans les ports dans un carré de grille.	<p>Nombre de connexions uniques multiplié par le nombre de voyages. p.ex. si la grille reçoit du trafic à partir de 10 différents ports et reçoit, en total, 300 voyages, probabilité du score d'introduction pour cette grille = 3000.</p> <p>Il est toutefois nécessaire de comprendre les différences dans le volume des rejets des eaux de ballast.</p>	0-100.
Bateaux de plaisance	Le nombre total d'éventuelles routes de croisière de plaisance dans chaque carré de grille (informations actuelles)	L'intensité estimée avec laquelle les routes de croisière sont utilisées (informations actuelles).	Le nombre de routes de croisière de plaisance multiplié par l'Intensité (quand l'intensité est élevée =3, quand l'intensité est moyenne =2, quand l'intensité est basse =1). Par exemple, s'il s'agit d'une route d'intensité élevée, de 4 routes d'intensité moyenne et de 5 routes d'intensité légère dans un carré de grille, la probabilité du score pour ce carré = $(3*1)+(2*4)+(1*5)=16$.	0-100
Aquaculture	Nombre d'importations d'animaux vivants dans cette grille (informations récentes). Le nombre d'animaux individuels importés n'est pas incorporé dans le score.		Nombre total d'importations	0-100

Dispersion naturelle – courant océanique (pour les introductions secondaires des ENI à partir de l'aire/des aires de leur première arrivée)	Pour les carrés de grille identifiés comme étant à haut risque d'introduction d'espèces non indigènes par courant océanique: proximité à la mer de la masse continentale à partir de laquelle le courant océanique jaillit.	Proximité à la masse continentale *proximité aux plateformes et balise associée aux plateformes de pétrole et de gaz * proximité aux fermes éoliennes opérationnelles	0-100
Dispersion naturelle – structures offshore (pour les introductions secondaires des ENI à partir de l'aire/des aires de leur première arrivée)	Structures Offshore (pétrole, gaz et vent) à proximité.	Le nombre total de structures offshore dans la grille côtière et la grille côtière adjacente	0-100
Itinéraires combinés	Pointages de risques pour chaque itinéraire	Moyenne de scores pour chaque itinéraire	0-100

2.2. Décider ce qu'il faut contrôler

2.2.1 Création et mise à jour régulière d'une base de données nationale des espèces envahissantes

Chaque partie contractante qui ne s'est pas encore lancée dans cette tâche devra mener une/des étude(s) afin de dresser une liste initiale des ENI, particulièrement des espèces envahissantes existantes dans ses eaux marines, tout en contrôlant, de préférence, toutes les espèces cryptogéniques connues dans une région donnée. La région d'origine et un compte d'itinéraire doivent, autant que possible, être liés aux espèces identifiées comme étant une mesure de pression anthropogénique. Des études en cours doivent énumérer les ENI, les EEE et les espèces cryptogéniques, ainsi que les localités nouvellement colonisées.

Les bases de données et d'informations sur les plans national, régional et international déjà en place, particulièrement la base de données des Espèces Exotiques Invasives Marines de la Méditerranée (Marine Mediterranean Invasive Alien Species (MAMIAS²¹), développée pour le Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) et dotée d'informations jusqu'en 2012, représentent un outil important pour décider des espèces à viser dans le cadre du contrôle. La base de données des espèces envahissantes l'«Andromeda» pour la Mer Méditerranée et la Mer Noire est actuellement en cours de développement dans le cadre du Projet PERSEUS²², pour être opérationnelle vers la fin de 2014. Le Réseau européen d'information sur les espèces exotiques (EASIN²³), développé par le Centre commun de recherche (CCR) de la Commission Européenne, facilite l'exploration des informations des espèces non indigènes en Europe (et dans l'ensemble de la Méditerranée), à partir de ressources distribuées à travers un réseau de services web interopérable, conformément à des protocoles et des critères reconnus sur le plan international. D'autres sites web et bases de données

²¹ <http://www.mamias.org>

²² <http://www.perseus-net.eu>

²³ <http://easin.jrc.ec.europa.eu/>

importants, dotés de sources d'informations de valeur concernant la distribution et les faits portant sur les espèces exotiques, sont énumérés dans l'Annexe I.

L'évaluation du risque pour les espèces afin de déterminer l'éventuel impact et le risque d'introduction représente un outil remarquable pour développer les programmes de politique et de surveillance pour les espèces envahissantes. Dans le cadre de ce mécanisme, les évaluations de risques sont menées par des experts indépendants et sont soumises à un comité de relecture. A partir de ce processus, des espèces peuvent être assignées dans l'une des quatre catégories: élevée, modérée, faible et ayant un impact inconnu. Il serait utile de préparer une matrice de risques qui détaille l'importance relative des traits des espèces envahissantes pour les mécanismes d'introduction associés à des itinéraires-clés. L'évaluation de risques constitue la base des critères pour les exemptions du traitement des eaux de ballasts et représente, ainsi, un outil rentable sur lequel les conditions de surveillance de base se fondent pour les éventuelles introductions d'ENI à travers le transport maritime commercial.

2.2.2. Collecte d'informations socio-économiques

La collecte de données portant sur les facteurs socio-économiques liés aux itinéraires de l'introduction d'espèces envahissantes, tels le trafic du transport maritime au niveau des principaux ports, le trafic des bateaux de plaisance dans les marinas, la production d'aquaculture, les statistiques du commerce des poissons d'aquarium, etc. apporte des informations complémentaires importantes pour la surveillance des espèces envahissantes.

2.3 Méthode de collecte de données sur les ENI et les EEE

Il est recommandé d'utiliser des méthodes de surveillance traditionnellement utilisées pour des études biologiques marines, y compris, mais sans se limiter aux études de plancton, de communauté benthique et d'encrassement décrites dans les manuels et les lignes directrices pertinents. Toutefois, des approches spécifiques peuvent être requises pour s'assurer de trouver des espèces exotiques, par exemple, des rives rocheuses, des zones portuaires et des marinas, des zones offshore et des zones destinées à l'aquaculture. Par ailleurs, il est important d'envisager l'échantillonnage à partir des différentes profondeurs, pour le plancton par exemple, et l'utilisation de méthodes appropriées pour l'échantillonnage et le stockage d'organismes délicats, tels que les méduses.

Pour être efficaces en termes de coût, les programmes de surveillance et de suivi en place doivent être adaptés, d'une manière appropriée:

- Sensibiliser les chercheurs quant aux problèmes causés par les espèces exotiques, les espèces exotiques devant être documentées dans les efforts de surveillance, quelles que soient les raisons pour lesquelles ces efforts ont été déployés (par exemple, les études de surveillance nécessaires, avant et après les installations offshore, comme les fermes éoliennes, des constructions de ponts plus importantes et des programmes d'échantillonnages de ports préalablement finalisés (par exemple, PORTAIL CIESM²⁴).
- Utiliser des méthodologies différentes sur des sites d'échantillonnage à haute priorité (points chauds, zones tremplin)
- Envisager des opérations d'échantillonnage plus fréquentes pour capter toutes les étapes de vie des ENI qui peuvent n'avoir lieu que durant certaines saisons.
- Tous les groupes taxonomiques ne sont pas couverts par les efforts de surveillance. Par exemple, la surveillance de la qualité des eaux de baignade se concentre sur certains pathogènes humains. Ces études peuvent potentiellement élargir leur étendue, couvrant également les bactéries, les virus et les agents pathogènes non indigènes.

²⁴ <http://www.ciesm.org/marine/programs/portal.htm>

- La surveillance des zones marines protégées peut être adaptée aux évaluations bio-invasion. (Otero et al., 2013).
- Envisager les efforts de surveillance pour tous les autres Objectifs Ecologiques d'une manière appropriée.
- Considérer les publications scientifiques.

Les programmes de surveillance à l'avenir doivent toujours comprendre une documentation (par exemple des spécimens de référence, y compris les échantillons d'investigations moléculaires) des ENI/EEE et une normalisation des fréquences et des stratégies d'échantillonnage.

Il est recommandé que les Parties Contractantes dressent un inventaire des programmes de surveillance biologiques et marins en place, des études et des ensembles de données qui peuvent être utilisées (adaptées) pour rapporter les résultats portant sur les EEE. Les exemples comprennent:

- Des bases de données nationales et sous-régionales qui doivent être éventuellement liées, pour contrôler la dissémination des EEE d'une manière plus facile;
- Des systèmes de collecte de données sur la pêche, applicables dans la région, particulièrement les données des études portant sur les jeunes poissons et le chalut, doivent être considérés;
- Des Etudes CPR (Enregistrement continu de plancton);
- Des études d'évaluation de l'Impact Environnemental (terminaux pétroliers offshore, ports, etc.);
- Des zones d'intérêt spécial, telles les sites de conservation de la nature, par exemple, la surveillance des Aires Protégées Marines (APM);
- Considération des rapports des groupes de travail dédiés, comme les rapports de l'ICES (Conseil International pour l'Exploration de la Mer) et de la CIESM (Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée).
- Collecte sous les auspices/application de la Convention internationale de l'OMI pour le Contrôle et la Gestion des Eaux de Ballast

Les points d'importance, quand il s'agit d'élaborer un protocole de surveillance à la quête d'espèces non indigènes, (tel qu'adapté à partir d'OSPAR, 2013a):

- Impliquer les taxonomistes, typiquement travaillant pour ou en étroite collaboration avec les musées d'histoire naturelle. Ce sont des scientifiques spécialisés dans l'identification et la description d'espèces. Identifier des espèces non indigènes peut être très difficile vu que ces espèces peuvent être originaires de n'importe où de par le monde. L'implication de "vrais" taxonomistes est donc très importante;

- Le nombre d'échantillons à prendre dans une région donnée doit être estimé sur la base de l'homogénéité des communautés d'espèces dans cette région. Cela peut se faire, par exemple, en vertu de l'obligation selon laquelle on a besoin de prendre/chercher dans de nouveaux échantillons pour trouver au moins 90% des espèces dans cette région. A cette fin, différentes méthodes analytiques statistiques sont en place, avec lesquelles la diversité des espèces dans une région donnée peut être estimée sur la base des espèces trouvées dans des échantillons pris dans le passé;
- Une évaluation devrait, de préférence, être composée de micro-habitats basés sur des variations en salinité, substrat et action des vagues, etc. qui sont présents à un certain endroit et devrait confirmer qu'une évaluation des espèces non indigènes est menée dans chacun de ses habitats, avec la meilleure méthode de surveillance disponible (à partir d'une perspective d'analyse avantages-coûts). Ainsi, l'on se doit de se concentrer sur la notation des différents groupes topicaux et des stratégies de vie, l'endofaune et l'épifaune, mais également sur les espèces ayant une occurrence pélagique particulièrement.

2.3.1 Enquêtes d'évaluation rapide (RAS)

En tant que mesure complémentaire et en l'absence d'un programme de surveillance visant les EEE, des études d'évaluation rapide peuvent être effectuées, d'habitude, mais non exclusivement dans les marines, les jetées et les fermes halieutiques (par exemple, Minchin, 2007, Pedersen, 2005, Ashton et al., 2006).

Une RAS est menée par une équipe d'experts en espèces marines pour identifier les espèces indigènes et introduites, trouvées sur des sites sélectionnés. L'objectif d'une RAS consiste à effectuer une évaluation rapide des espèces introduites présentes et à utiliser ces informations pour documenter leur distribution et collecter les données environnementales.

Une équipe de scientifiques, chacun ayant une spécialité différente dans la taxonomie marine, consacre environ une heure sur le site de l'étude et identifie les espèces. Une fiche du site fait état des scientifiques, des résultats et de l'abondance des espèces sur chaque site. Les échantillons de spécimens sont, en général, repris au laboratoire, où les scientifiques passent plusieurs heures supplémentaires à confirmer les identités des espèces. Les données portant sur la qualité de l'eau, telles la salinité, la teneur en oxygène dissous et la température de l'eau, sont également prises sur chaque site. Aux fins de la cartographie en ligne, la longitude et la latitude du site sont également prises.

La RAS assure une ligne de base d'espèces dans les communautés d'encrassement et, pour celles contrôlées avec le temps, montre les changements dans les populations introduites et cryptogéniques versus les populations autochtones, ce qui permet aux scientifiques d'analyser la dissémination des espèces et de prédire les changements à l'avenir dans la population marine. De telles études soutiennent l'administration dans la surveillance des espèces exotiques. Il serait alors possible de les éliminer si elles sont trouvées à un stade précoce, de réduire leur taux de dissémination ou de développer des techniques pour en atténuer les effets sur les intérêts commerciaux.

Des études portuaires, telles que celles menées en Australie (Hewitt et al., 1999, Hewitt and Martin, 2001), impliquent une large variété de techniques d'échantillonnage, y compris la plongée. Ces études assurent également des comptes extensifs pour le biote indigène et exotique. Toutefois, de considérables efforts sont impliqués dans de telles études. Il est relativement facile de collecter les espèces, ce qui rend l'approche de la RAS efficace en matière de temps. Bien que de nombreuses

espèces collectées dans de telles études aient un impact peu remarquable, certaines formes envahissantes sont facilement identifiables (Minchin, 2007).

Une évaluation rapide peut être approfondie davantage à travers le développement d'une liste cible supplémentaire des espèces envahissantes non présentes dans le pays ou dans la (sous)-région, qui peuvent faire l'objet d'autres études à l'avenir fondées sur quatre critères portant sur l'aspect envahissant connu ailleurs, leur présence avec des vecteurs connus et si ces vecteurs sont actifs. Dans le cadre d'une évaluation bureau, ces espèces peuvent être agencées selon le risque relatif d'invasion (Hayes et al, 2002).

2.3.2. Soutien scientifique public pour la surveillance des ENI

L'écart de détection génère des préjugés concernant la distribution spatiale et temporelle observée chez les espèces exotiques et contribue à sous-estimer la dimension des bio-invasions marines, avec des conséquences évidentes pour l'administration. En raison de la grande main d'œuvre nécessaire pour contrôler les zones expansives, le soutien scientifique public constitue une composante vitale pour le succès d'une surveillance appropriée de la dissémination des espèces envahissantes. En effet, les membres des communautés locales, en raison de leur large distribution géographique et en raison de leur familiarité avec leur environnement naturel, peuvent être d'un grand soutien pour suivre les espèces dans les systèmes terrestres et aquatiques (Delaney et al., 2008). De plus, l'utilisation croissante des équipements photo et vidéo à des prix abordables permet aux citoyens de fournir des données réelles et des observations vérifiables concernant le monde naturel. Les volontaires sont de plus en plus impliqués dans la recherche environnementale et leur rôle dans la surveillance des invasions biologiques s'élargit rapidement dans l'ère de l'Internet. La création et la prolifération des "bio-blitzes", les volontaires collectant des échantillons à identifier par les scientifiques, peuvent déclencher d'importantes synergies, sensibilisant ainsi le public et promouvant l'échange d'informations avec un large public, ce qui constitue un autre objectif primaire dans le domaine de la biologie de l'invasion (Delaney et al., 2008). La compilation des entrants du soutien scientifique public, validée par des experts taxonomiques, a démontré l'expansion géographique de plus de 20 espèces envahissantes en Grèce, tout en apportant les informations sur les quatre espèces "occasionnelles" considérées au préalable, connues uniquement à partir de registres uniques (Zenetos et al., 2013).

3. Contrôler pour traiter "les tendances en matière d'abondance, d'occurrence temporelle et de distribution spatiale des espèces non indigènes, particulièrement les espèces envahissantes non indigènes, notamment dans les zones à risque en relation avec les principaux vecteurs et itinéraires de la dissémination de telles espèces"

Le Groupe de Correspondance Intégré sur le BEE (Bon Etat Ecologique) et les Cibles de février 2014 (Integrated CorGest) du processus EcAp de la Convention de Barcelone a sélectionné l'indicateur commun "Tendances en matière d'abondance, d'occurrence et de distribution spatiale d'espèces non indigènes, particulièrement envahissantes, d'espèces non indigènes, notamment dans les zones à risque en relation avec les vecteurs principaux et les itinéraires de dissémination de telles espèces" à partir de la liste intégrée des indicateurs adoptée à la 18ème Conférence des Parties (COP18), en tant que base à un programme de surveillance commun pour la Méditerranée portant sur les espèces non indigènes.

3.1 Etat du développement

L'indicateur de la tendance pour les espèces non indigènes devient opérationnel quand des données pertinentes sur les paramètres pour deux ans au moins deviennent disponibles. En l'absence de

données pertinentes, il est recommandé d'utiliser les données des deux années collectées après le développement de l'indicateur.

3.2. Sélection des paramètres/du système métrique

3.2.1 Abondance des espèces non indigènes

L'abondance des espèces non indigènes jouerait un rôle limité dans le calcul de l'indicateur de tendances pour les espèces non indigènes. La surveillance de l'abondance est relativement chère. Les efforts, également d'une perspective d'analyse coûts-avantages, peuvent être davantage concentrés sur l'inscription de toutes les espèces locales non indigènes, visant davantage les objectifs des ENI pour l'indicateur de tendances:

- idéalement, pas de nouvelles espèces non indigènes sont introduites et
- idéalement, le nombre et la composition des espèces non indigènes demeurent à un niveau où les espèces non indigènes uniquement qui se sont déjà implantées sur un site sont présentes, soit un niveau de référence qui montre que le nombre d'espèces non indigènes est resté le même en l'espace de trois années successives, c'est-à-dire les espèces non indigènes rencontrées dans le système semblent s'être implantées à "long terme".

L'évaluation de l'abondance peut être utile pour les espèces ayant dépassé le critère du seuil de dissémination préalablement défini, comme par exemple, pour une espèce qui a été observé dans 3 différents sites sur plus de 50 km du littoral pour deux ans et plus. Le critère du seuil dépendra, entre autres, du cycle de vie du groupe taxonomique.

3.2.2 Occurrence temporelle et distribution spatiale d'espèces non indigènes

Les mesures de gestion des espèces marines non indigènes devraient se concentrer sur la prévention de nouvelles introductions par des moyens variés. Cette approche est la plus efficace en termes de coût et, dans la plupart des cas, constitue le seul moyen de gérer les espèces non indigènes. Afin d'évaluer cette mesure de gestion, il est nécessaire de contrôler les tendances dans l'occurrence temporelle et la distribution spatiale des espèces récemment introduites. Pour contrôler l'indicateur de tendances des espèces non indigènes, deux paramètres [A] et [B] doivent être calculés sur une base annuelle. Le Paramètre [A] apporte une indication sur les introductions de "nouvelles" espèces (en comparaison avec l'année précédente) alors que le paramètre [B] donne une indication sur l'augmentation et la diminution du nombre total d'espèces non indigènes:

[A]: Le nombre d'espèces non indigènes à T_n (par exemple, T_{2013}) qui n'était pas présent à T_{n-1} (par exemple $T_{2013-1}=T_{2012}$). Pour calculer ce paramètre, les listes des espèces non indigènes pour les deux années sont comparées pour vérifier quelles espèces ont été enregistrées en 2013, mais n'ont pas été enregistrées en 2012, indépendamment du fait si cette espèce était présente ou non en 2010 et au préalable. Pour calculer ce paramètre, le nombre total d'espèces non indigènes est utilisé dans la comparaison (bien que les noms des espèces doivent être également énumérés).

[B]: Le nombre des espèces non indigènes à T_n moins le nombre des espèces non indigènes à T_{n-1} . Ainsi, T_n est pour l'année de rapport.

Les tendances en [A] et [B] doivent être contrôlées pour développer le meilleur plan de gestion pour les espèces non indigènes dans une région. Une tendance positive ou négative en [B] illustre respectivement une hausse et une baisse dans le nombre total des espèces non indigènes dans une région donnée, ce qui constitue un bon indicateur de tendances pour les espèces non indigènes. Il est

également nécessaire de calculer [A]. Toutefois, il est possible d'avoir une tendance négative en [B], montrant une baisse du nombre total des espèces non indigènes, et une tendance positive en [A], en même temps, montrant que la gestion dans la région n'est pas encore suffisante. Une tendance positive en [A] ($[A] > 0$) montre que de “nouvelles” espèces sont introduites dans la région et qu'il est donc nécessaire de mener des enquêtes sur la manière et les itinéraires utilisés pour l'introduction des espèces. S'il s'agit d'un itinéraire introduit par des activités anthropogéniques, il est possible de concentrer la gestion sur cet itinéraire en question. Si les nouvelles espèces non indigènes arrivent grâce à leurs capacités naturelles de distribution, il est possible de retrouver le site d'origine et de concentrer la gestion sur ce site en particulier.

Ces paramètres doivent être calculés pour au moins 2 sites de “points chauds” par “itinéraire éventuel d'importation”, par exemple “le transport maritime commercial”, “les marinas” et le “transport d'aquaculture”. Les critères sur la base desquels ces sites sont choisis peuvent être les suivants:

- Des recherches dans le passé ont montré qu'ils constituaient des points chauds pour les espèces non indigènes qui peuvent être transportées par le vecteur de transport concerné;
- Les communautés d'espèces dans les deux sites ne s'influencent pas directement;
- Des zones vulnérables avec des perspectives d'invasion par de nouvelles introductions.

Le nombre d'espèces non indigènes à chacun des sites sélectionnés doit être contrôlé suivant un protocole spécifique à ce site en question, garantissant ainsi que le nombre d'espèces non indigènes sur un site donné peut être comparé au fil des années pour produire des tendances. Le protocole de surveillance développé pour chaque site devrait viser à refléter l'occurrence de nombreuses espèces non indigènes sur ce site même. Les protocoles de surveillance peuvent varier d'un site à l'autre. L'utilisation de différents protocoles de surveillance sur des sites différents ne devrait pas constituer un problème tant que tous les protocoles visent à compter les espèces non indigènes présentes sur le site.

3.3. Ligne de base et niveau de référence

Pour pouvoir réaliser le BEE dans le cadre de l'OE2, il est important de comprendre quelles ENI sont présentes dans la région et les sous-régions sous-marines. Une évaluation de la ligne de base de l'étendue des ENI accorde un point de référence pour mesurer le succès des actions à l'avenir. Une fois cette ligne de base est déterminée, il sera possible de définir les niveaux de référence.

3.4 Déterminer les objectifs

L'objectif de l'indicateur de tendances pour les espèces non indigènes est basé sur la tendance: une situation cible acceptable pour l'indicateur est une tendance négative dans les nombres d'introductions, d'occurrences et la distribution spatiale de “nouvelles” espèces est déterminée en considérant les constatations suivantes:

- Idéalement, il n'y a pas de nouvelles espèces non indigènes qui ont été introduites et
- Idéalement, le nombre d'espèces non indigènes réduit à un niveau où les espèces non indigènes qui se sont déjà implantées sur un site sont présentes, c'est-à-dire le nombre des espèces non indigènes a diminué à un niveau où seules les espèces non indigènes implantées sont présentes. Il est ainsi supposé que l'éradication d'espèces non indigènes implantées dans l'environnement marin est virtuellement impossible.

Ainsi, le niveau de référence $[A] \text{ à } T_n = [A] \text{ à } T_{n-1} = [A] \text{ à } T_{n-2} = 0$ et $[B] \text{ à } T_n = [B] \text{ à } T_{n-1} = [B] \text{ à } T_{n-2}$ devrait montrer qu'il n'y a pas de nouvelles espèces non indigènes introduites durant les trois dernières années et que le nombre des espèces non indigènes a baissé à un niveau où seules les espèces non

indigènes implantées (pour trois ans au moins) sont présentes. Il ne fait aucun doute que l'objectif prend en compte tous les sites contrôlés.

3.5. Observations finales

Les Parties Contractantes doivent avoir au moins trois années de données par site afin de calculer l'indicateur de tendances et de définir le niveau de référence pour les espèces non indigènes. Ceci est supposé être le cas quand il n'y a pas de nouvelles espèces non indigènes introduites durant les trois dernières années et que le nombre des espèces non indigènes a diminué à un niveau où seules les espèces non indigènes résidentes caractéristiques (implantées depuis au moins trois années) sont présentes. Afin de développer de nouveaux protocoles de surveillance, visant particulièrement à trouver des espèces non indigènes, il faut prévoir deux années au moins durant lesquelles chaque pays contrôle les espèces non indigènes selon le programme de surveillance que le pays a développé. Durant ces deux années, les résultats des programmes de surveillance peuvent être comparés dans le temps (entre deux années) et dans l'espace entre les différentes Parties Contractantes. Ces résultats sont comparés à une question posée: comment chaque programme de surveillance peut-il être amélioré (d'une perspective d'analyse avantages-coûts) visant à obtenir le plus grand nombre possible d'espèces non indigènes. Après l'écoulement de ces deux années, une évaluation doit être effectuée dans laquelle le pourcentage des espèces non indigènes présentes dans les différents sites est estimé, ce qui est obtenu, en effet, dans le cadre du protocole de surveillance choisi. Si moins de ~90% des espèces non indigènes présentes dans une région est enregistré, le protocole de surveillance n'est probablement pas adapté pour produire les données nécessaires pour calculer l'indicateur de tendances des espèces non indigènes. Si la majorité des Parties Contractantes sont capables de développer et de maintenir un programme de surveillance qui est capable de marquer un score d'au moins ~90% des espèces non indigènes présentes dans la région, l'utilisation de tout "indicateur de tendance des espèces marines non indigènes" ne serait pas faisable.

IV. ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 5: L'EUTROPHISATION

1. Introduction

L'eutrophisation est un processus dû à l'enrichissement de l'eau par des éléments nutritifs, en particulier des composés d'azote et/ou de phosphore, qui mène à l'augmentation de la croissance, de la production primaire et de la biomasse des algues et à des changements dans l'équilibre des éléments nutritifs, ce qui subséquemment provoque des changements dans l'équilibre des organismes ainsi qu'une dégradation de la qualité de l'eau. Les conséquences de l'eutrophisation sont indésirables lorsqu'elles dégradent sensiblement la santé des écosystèmes et de la biodiversité et/ou la fourniture durable de produits et de services. Ces changements peuvent être dus à des processus naturels. Des préoccupations de gestion apparaissent lorsqu'ils sont attribués à des sources anthropiques. En outre, bien qu'ils puissent ne pas être nocifs en eux-mêmes, le principal souci concerne les "perturbations indésirables": les effets potentiels d'une production accrue, et les changements de l'équilibre des organismes sur les structures et fonctions des écosystèmes ainsi que sur les produits et services des écosystèmes.

Dès son démarrage, le Programme MED POL de surveillance de la Méditerranée a intégré l'étude de l'eutrophisation dans le cadre de ses sept projets pilotes, que les Parties contractantes avaient approuvés à la réunion de Barcelone en 1975 (PNUE-PAM, 1990a,b). La question d'une stratégie de surveillance et d'évaluation de l'eutrophisation a été soulevée pour la première fois lors de la Réunion des Coordonnateurs nationaux pour le MED POL en 2001 (Venise, Italie), qui a recommandé au Secrétariat d'élaborer un projet de programme pour la surveillance de l'eutrophisation des eaux côtières méditerranéennes. En dépit d'une série d'évaluations ayant permis d'examiner le concept et l'état de l'eutrophisation, d'importantes lacunes demeurent dans la capacité à évaluer l'intensité de ce phénomène, et plus encore lorsqu'il s'agit de comparer ou noter les divers sites. Beaucoup a été fait pour définir les concepts, évaluer l'intensité et élargir l'expérience au-delà des sites initiaux de la Mer Adriatique dont on s'accorde à dire qu'elle est le secteur le plus eutrophique de toute la Mer Méditerranée.

On parvient à un "bon état écologique" (BEE) eu égard à l'eutrophisation lorsque la communauté biologique reste bien équilibrée et conserve toutes les fonctions nécessaires en l'absence de perturbations indésirables liées à l'eutrophisation (par exemple prolifération des algues, faible teneur en oxygène dissous, déclin des herbiers, mort des organismes benthiques et/ou des poissons), et/ou lorsque les éléments nutritifs n'ont pas d'impact sur l'usage durable des produits et services des écosystèmes. Le modèle conceptuel de l'eutrophisation est présenté à titre d'information à la Figure 1.

2. Le choix des indicateurs pour la surveillance et l'évaluation de l'eutrophisation

En dépit de la grande variabilité que l'on constate dans les couches d'eau soumises à des processus hydrodynamiques actifs, surveiller les caractéristiques de l'eau de mer reste le moyen le plus direct d'évaluer l'eutrophisation. Un certain nombre de paramètres ont été identifiés comme étant les meilleures sources d'information sur l'eutrophisation, par exemple: la chlorophylle, l'oxygène dissous, les éléments nutritifs inorganiques, la matière organique, les solides en suspension, la pénétration de la lumière, les macrophytes aquatiques, le zoobenthos, etc. Tous ces paramètres peuvent être déterminés

soit en surface, soit à diverses profondeurs. Cependant même si ces variables sont couramment établies dans la plupart des laboratoires marins, elles peuvent poser quelques problèmes à certaines institutions moins spécialisées. La télédétection peut également s'avérer très utile lorsque l'eutrophisation s'étend sur de grandes superficies, comme c'est le cas dans le nord de la Mer Adriatique.

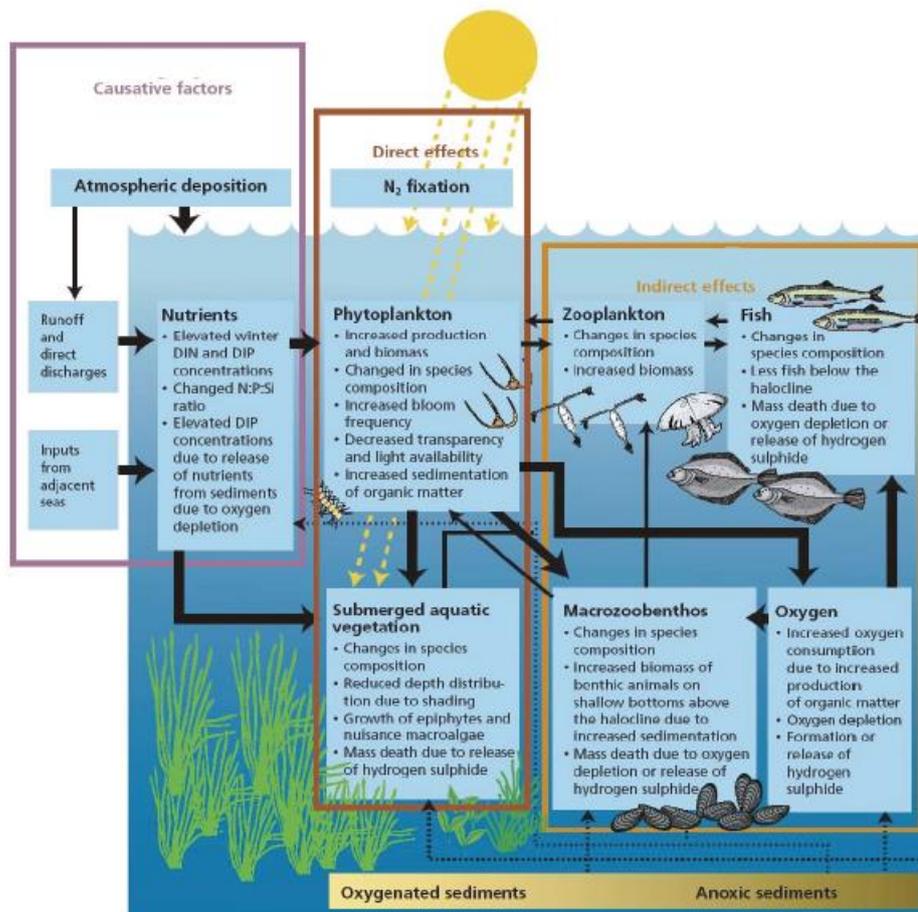


Figure 1. Modèle conceptuel de l'eutrophisation. Les flèches indiquent les interactions entre différents compartiments écologiques. Un écosystème marin équilibré se caractérise par: 1. une chaîne alimentaire pélagique (phytoplancton ► zooplancton/zoobenthos ► poissons), qui établit un couple efficace entre production et consommation, et minimise le potentiel de décomposition excédentaire; 2. une composition en espèces naturelles de plancton et d'organismes benthiques; et 3. le cas échéant, une répartition naturelle de la végétation aquatique submergée. L'enrichissement en éléments nutritifs entraîne des changements dans la structure et la fonction des écosystèmes marins, signalés par des traits épais. Les traits pointillés indiquent la libération de sulfure d'hydrogène (H₂S) et de phosphore, dans des conditions anoxiques à l'interface sédiment-eau, qui est en corrélation positive avec l'appauvrissement en oxygène. De plus, l'azote est éliminé par la dénitrification des sédiments anoxiques.

Si les moyens sont limités, l'on s'en tiendra à déterminer les paramètres qui synthétisent la plus grande part des informations. Par exemple, la détermination de la chlorophylle, quoique ne fournissant pas une représentation très précise du système, apporte des données très riches en informations. Les

données fiables sur les éléments nutritifs sont des indicateurs extrêmement utiles d'une eutrophisation potentielle. La turbidité et la couleur de l'eau de mer (Echelle de Forel, Wenard and van der Woerd, 2010) peuvent aussi valablement mesurer l'eutrophisation, sauf aux abords des embouchures des fleuves où les solides inertes en suspension peuvent être extrêmement abondants. L'oxygène dissous est un paramètre riche d'informations sur les processus participant à l'eutrophisation, pourvu qu'il soit mesuré près du fond ou, au moins, en-dessous de la zone euphotique où apparaît généralement une oxycline.

On trouvera à l'Annexe I du présent document une description plus approfondie des indicateurs relatifs à l'eutrophisation.

2.1. Le choix des indicateurs d'eutrophisation à surveiller dans le cadre de l'approche écosystémique

La décision 21/3 de la dix-huitième réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (Istanbul, décembre 2013), COP 18, prévoit d'évaluer l'eutrophisation dans le cadre de l'approche écosystémique en combinant les informations sur les niveaux d'éléments nutritifs, les effets directs (en particulier la chlorophylle – concentration et transparence de l'eau pour les activités de surveillance dans le cadre de l'approche écosystémique en 2016) et les effets indirects (concentration en oxygène pour les activités de surveillance dans le cadre de l'approche écosystémique en 2016). Ces éléments à surveiller reflètent la stratégie de surveillance à court terme de l'eutrophisation, pour les phases III et IV de MED POL (UNEP (DEC) WG.231/14), en fonction de laquelle des programmes de surveillance pilotes ont été mis en œuvre dans divers sites méditerranéens pour renforcer les capacités en matière d'élaboration et de mise en œuvre de programmes intégrés de surveillance de l'eutrophisation (dans lesquels l'abondance totale du phytoplancton, l'abondance des principaux groupes et la prédominance des proliférations devraient aussi être surveillées, sans que cela soit obligatoire). L'on considère qu'il conviendrait maintenant de se concentrer dans le cadre de l'approche écosystémique sur l'élaboration d'ensembles de données complets et cohérents au niveau de la région elle-même.

Il est en outre fondamental d'établir des liens avec les bilans des charges en éléments nutritifs et de leurs sources (par exemple terrestre, atmosphérique) de sorte que la charge puisse être associée à un dérèglement et que des mesures de gestion fructueuses puissent être élaborées sur la base de cette relation. Le MED POL mène périodiquement ce type d'inventaire des sources de pollution et des charges correspondantes dues aux activités terrestres (Bilan national de base, NBB), dans le cadre de la mise en œuvre du Protocole sur les sources de pollution terrestres (Protocole LBS) et du Programme d'action stratégique (PAS) visant à combattre la pollution due à des activités menées à terre (adopté en 1997 et lancé en 2000). Le troisième cycle des bilans nationaux de base (NBB) est actuellement en cours et devrait s'achever au début de 2015.

Aucun outil analytique ne permet, à lui seul, de mesurer le degré d'eutrophisation d'une masse d'eau donnée. La plupart des experts estiment plutôt que la meilleure approche consiste à mesurer un grand nombre de paramètres différents et de synthétiser les résultats dans un modèle général qui soit en quelque sorte intégré, fournissant un degré d'eutrophisation de l'eau global. À moins qu'une sélection adéquate des paramètres à mesurer soit préalablement établie, la quantité de travail nécessaire pour évaluer l'ampleur et l'intensité de l'eutrophisation risque d'être assez coûteuse.

La stratégie des mesures et la conception des prélèvements sont par conséquent essentielles au succès de la surveillance des zones eutrophiques. Il sera certainement nécessaire de s'adapter aux

caractéristiques morphologiques de la zone à surveiller, son hydrodynamique et ses sources d'éléments nutritifs. Il faut comprendre que des programmes simples de mesures et de prélèvements ne procureront pas un éclairage important sur ce phénomène extrêmement complexe. L'ampleur des travaux à mettre en œuvre dans un plan de surveillance sera évaluée à la lumière de l'importance de l'impact de l'eutrophisation (prolifération phytoplanctonique, efflorescences algales nuisibles, épisodes anoxiques).

3 Stratégie de surveillance

3.1. Considérations relatives aux méthodes de surveillance de l'eutrophisation

Les méthodes traditionnelles de surveillance de l'eutrophisation des eaux côtières nécessitent des mesures/prélèvements *in situ* des paramètres généralement mesurés tels que la concentration en éléments nutritifs, la concentration en chlorophylle 'a', l'abondance et la composition du phytoplancton, la transparence et la concentration en oxygène dissous. S'agissant des méthodes disponibles pour les mesures *in situ*, les navires constituent des plateformes souples pour la surveillance de l'eutrophisation, tandis que la télédétection offre les possibilités d'une vision synoptique embrassant les régions ou les sous-régions. Outre les mesures traditionnelles par bateau, des appareillages embarqués (FerryBox) et d'autres dispositifs de mesure autonomes permettent des mesures très fréquentes, en continu.

Les mesures *in situ* conviennent mieux:

- Dans les (sous) régions/zones/sites présentant un problème d'eutrophisation croissant,
- Lorsqu'une sous-région/zone/site est proche du BEE ou classée BEE en ce qui concerne l'eutrophisation
- Lorsque l'état d'eutrophisation reste incertain
- Dans les sous-régions/zones/sites où, pour d'autres raisons, des données précises et fiables sont nécessaires (il s'agit généralement de sous-régions côtières, en particulier proches des fleuves)

La modélisation et la télédétection devraient aussi être considérées comme des alternatives ou des compléments aux mesures *in situ*, selon les nécessités, relativement aux données. En général, les mesures *in situ* restent toujours indispensables pour valider et étalonner les données et les modèles calculés à partir des mesures satellitaires.

Les données générées par les modèles conviennent mieux:

- Dans les (sous) sous-régions dont l'état d'eutrophisation est stable, prévisible
- Dans les sous-régions en BEE ou voyant leur problème d'eutrophisation diminuer
- Dans les zones éloignées des côtes, où la prise de mesures *in situ* est coûteuse et où les concentrations d'éléments nutritifs sont corrélées aux niveaux de la zone côtière (extrapolation)
- Lorsque les données satellitaires sont imprécises ou non disponibles
- Si une image moyenne de l'état d'eutrophisation local est nécessaire; les modèles sont très efficaces lorsqu'il s'agit de calculer une telle image moyenne en combinant des modèles hydrauliques et des mesures *in situ* provenant de sites de prélèvements normés (interpolation)

A l'instar de la modélisation, la télédétection permet généralement de produire des données à plus haute résolution spatiale et temporelle que les mesures *in situ*. Grâce aux satellites, il est possible de

disposer de mesures synoptiques sur de très grandes zones. Les données satellitaires n'en sont que plus utiles pour les études, les observations à grande échelle et/ou les études des tendances temporelles.

Les données satellitaires conviennent mieux:

- Dans les (sous) sous-régions/zones/sites dont l'état d'eutrophisation est stable, prévisible
- Dans les sous-régions/zones/sites en BEE ou voyant leur problème d'eutrophisation diminuer
- Dans les sous-régions/zones/sites éloignées des côtes, où la prise de mesures *in situ* est coûteuse et où les concentrations d'éléments nutritifs sont corrélées aux niveaux de la zone côtière
- Lorsque les modélisations sont imprécises ou non disponibles
- Aux fins de comparaison des états d'eutrophisation sur de vastes sous-régions
- Pour la validation et l'étalonnage des informations sur la répartition spatiale
- Dans les sous-régions/zones où les financements sont limités
- Dans les sous-régions/zones où, pour d'autres raisons, la précision peut être inférieure à celle fournie par les mesures *in situ* (il s'agit généralement de zones éloignées des côtes)
- En complément aux mesures *in situ*

Cependant, les données satellitaires doivent être confortées par des données réelles "de terrain".

Une bonne stratégie semble consister à combiner la télédétection et le balayage de la zone dont on sait ou dont on soupçonne qu'elle est touchée, avec des instruments de mesure automatiques tels que le thermosalinomètre, les sondes de mesure de l'oxygène dissous et le fluoromètre *in vivo* et/ou le néphélomètre. Le prélèvement aux fins de la détermination de la fluorescence et de l'analyse des éléments nutritifs "in vitro" peut être réalisé sans grands efforts, moyennant une pompe et un boyau adéquats montés sur le bateau. Les mesures peuvent être faites en surface ou juste en-dessous, avec une prise d'eau sur la coque du bâtiment ou à des profondeurs fixes ou variables avec un "poisson" remorqué et un dispositif de pompage.

Le traitement et l'évaluation des données devraient être effectués après avoir prédéfini un modèle du système à l'étude. Les modèles d'écosystèmes aquatiques peuvent être des outils de surveillance efficaces de l'eutrophisation. Du fait qu'aucun indicateur d'eutrophisation ne peut, seul, rendre absolument compte de l'étendue et/ou de l'intensité de l'eutrophisation, les modèles numériques dans lesquels les relations quantitatives entre les diverses caractéristiques sont données permettent de réaliser une évaluation globale du phénomène avec un petit nombre de mesures sur le terrain et/ou en laboratoire.

3.2. La fréquence de la surveillance de l'eutrophisation et l'emplacement des sites de prélèvement

L'étendue de l'eutrophisation affiche des variations spatiales, par exemple les régions côtières par rapport à la haute mer. La fréquence et la résolution spatiale du programme de surveillance devraient refléter ces variations spatiales de l'état d'eutrophisation et les pressions correspondantes, suivant une approche basée sur le risque et le principe de précaution.

Le premier facteur favorisant l'eutrophisation est l'enrichissement en éléments nutritifs. Ceci explique pourquoi l'on trouve d'abord les principales zones eutrophiques non loin des côtes, essentiellement dans les zones recevant de lourdes charges d'éléments nutritifs. On rencontre cependant quelques symptômes naturels d'eutrophisation dans les zones de remontée des eaux. En outre, le risque d'eutrophisation est lié à la capacité de l'environnement marin à confiner les algues proliférantes dans

une couche de surface recevant beaucoup de lumière. L'étendue géographique des eaux potentiellement eutrophiques peut grandement varier à raison de:

- i) l'étendue des zones peu profondes, c'est-à-dire d'une profondeur ≤ 20 m;
- ii) l'étendue des panaches fluviaux stratifiés, qui peuvent créer une couche de surface peu profonde séparée de la couche de fond par un halocline, quelle que soit sa profondeur
- iii) le grand temps de séjour de l'eau dans les mers fermées, menant à des proliférations largement déclenchées par des réserves internes et externes d'éléments nutritifs; et
- iv) les phénomènes de remontée des eaux, induisant des apports d'éléments nutritifs autochtones et des concentrations élevées en éléments nutritifs venant des réserves d'éléments nutritifs en eaux profondes, dont l'origine peut être naturelle ou humaine.

Les sous-régions/zones qui n'atteignent pas le BEE en termes d'eutrophisation, ou que l'on pourrait considérer comme risquant de ne pas y parvenir, nécessitent généralement une surveillance plus intense que les régions qui affichent un BEE.

Le programme de surveillance devrait intégrer la souplesse dans sa conception même, pour tenir compte des différences propres à chaque sous-région/zone marine. De plus, dans les régions plus froides, l'hiver est une période optimale pour mesurer les éléments nutritifs, puisque les données ne sont pas troublées par l'absorption (variable) de la part des algues/macrophytes. Dans ces régions, la période printemps/été est la saison de croissance algale optimale et donc aussi la meilleure pour mesurer les effets de la forte disponibilité en éléments nutritifs. Dans les régions au climat plus doux, la production se maintient pendant (une grande partie de) la période hivernale. Dans ces régions, il sera sans doute préférable de procéder aux mesures d'éléments nutritifs tout au long de l'année.

En bref, l'échelle géographique de la surveillance aux fins de l'évaluation du BEE en matière d'eutrophisation dépendra des conditions hydrologiques et morphologiques de la zone considérée, en particulier des apports d'eau douce provenant des rivières, de la salinité, de la circulation générale, de la remontée des eaux et de la stratification. La répartition spatiale des stations de surveillance devrait, préalablement à l'établissement de l'état d'eutrophisation de la sous-région/zone marine, être basée sur le risque et proportionnée à l'étendue anticipée de l'eutrophisation dans la sous-région considérée, ainsi que sur ses caractéristiques hydrographiques, afin de déterminer des zones spatialement homogènes. En conséquence, il devrait être demandé à chaque Partie contractante de déterminer la fréquence annuelle optimale et les lieux optimaux pour les stations de surveillance. Chaque Partie contractante a la responsabilité de choisir les stations de prélèvement les plus représentatives afin de détecter tout changement sur une période déterminée.

Les gradients de salinité peuvent servir à estimer le débit du fleuve, la salinité et la concentration en éléments nutritifs, qui sont souvent en forte corrélation. La salinité peut donc servir à déterminer une répartition spatiale optimale des sites de prélèvement, en particulier si l'on dispose d'un modèle permettant de coupler la salinité et l'hydrodynamique avec les concentrations d'éléments nutritifs. La salinité et la température sont également des paramètres importants pour renforcer l'interprétation de l'indicateur d'eutrophisation. Par conséquent, le régime des températures annuel et saisonnier et, le cas échéant, la répartition spatiale et temporelle de la salinité devraient être mesurés tant dans les régions ayant un BEE que dans celles qui en sont dépourvues.

Le programme actuel de surveillance nationale de l'eutrophisation, mis en œuvre à ce jour par les Parties contractantes dans le cadre du programme MED POL, devrait constituer une base de surveillance solide dans le cadre de l'approche écosystémique, en addition d'éléments fondés sur les considérations susmentionnées et les spécificités de chaque pays/sous-région/zone.

3.3 Caractérisation de l'état de qualité écologique des eaux côtières marines eu égard à l'eutrophisation

L'indice TRIX (Vollenweider et al., 1998) peut être utilisé pour l'évaluation préliminaire de l'état trophique des eaux côtières en matière d'eutrophisation, sous réserve que ses avantages et insuffisances soient pris en compte (Primpas et Karydis, 2011). La stratégie adoptée par MED POL pour la surveillance à court terme de l'eutrophisation s'est intéressée aux paramètres entrant dans l'indice TRIX. Cet indice est largement utilisé pour synthétiser les variables d'eutrophisation clefs en une expression numérique simple, afin de rendre les informations comparables dans une large palette de situations trophiques:

$$\text{Indice TRIX} = (\text{Log}_{10} [\text{ChA} \cdot \text{aD}\% \text{O} \cdot \text{DIN} \cdot \text{TP}] + k) \cdot m$$

où:

ChA = Concentration de la chlorophylle-a en $\mu\text{g/L}$;

aD%O = Oxygène en tant qu'écart de taux absolu par rapport à la saturation;

DIN = Azote inorganique dissous, N-(NO₃+NO₂+NH₄) en $\mu\text{g/L}$;

TP = Phosphore total en $\mu\text{g/L}$.

k=1.5

m = 10/12 = 0.833

Les paramètres k et m sont des facteurs d'échelle nécessaires pour fixer la valeur limite inférieure de l'indice et l'étendue de l'échelle trophique relative, c'est-à-dire de 0 à 10 unités TRIX. En ce qui concerne les composantes ChA et aD%O, ces facteurs sont des indicateurs directs de la productivité, tant en ce qui concerne la quantité de biomasse de phytoplancton produite que la dynamique de cette production. En d'autres termes, l'indice TRIX résume ce que fait le système côtier (en incluant la contribution des indicateurs directs de productivité, en tant que "productivité réelle") et ce que le système côtier pourrait faire (contribution des composants des facteurs nutritionnels, en tant que "productivité potentielle"). Du fait de la transformation logarithmique des quatre variables originales, les répartitions annuelles du TRIX sur les zones côtières homogènes sont habituellement d'un type normal, et montrent une variance plutôt stable, avec un écart-type d'environ 0,9. En ce qui concerne l'interprétation des valeurs TRIX, celles excédant 6 unités TRIX sont généralement associées aux eaux côtières hautement productives, où les effets de l'eutrophisation consistent en de fréquents épisodes d'anoxie dans les eaux de fond. Les valeurs inférieures à 4 unités TRIX sont typiques des eaux peu productives, tandis que les valeurs inférieures à 2 sont généralement associées à la haute mer.

L'indice TRIX utilisé pour évaluer l'état trophique des eaux côtières a été appliqué dans de nombreuses mers européennes (Adriatique, Tyrrhénienne, Baltique, Mer Noire et Mer du Nord). Cependant, toutes ces eaux se caractérisent par des concentrations élevées en éléments nutritifs et biomasse de phytoplancton; un étalonnage indiciaire basé sur des systèmes qui sont principalement eutrophiques pourrait fausser la mise à l'échelle des indices. Dans l'étude de Primpas et Karydis, 2011, l'indice trophique TRIX est évalué à l'aide de trois ensembles normalisés de données caractérisant les milieux

oligotrophes, mésotrophes et eutrophes dans l'environnement marin de la Mer Égée (Méditerranée orientale). Il est proposé de mettre en œuvre une échelle d'eutrophisation naturelle fondée sur l'indice TRIX et convenant à la caractérisation des conditions trophiques des masses d'eau oligotrophes méditerranéennes. Cette échelle a permis de bâtir un modèle de classification en cinq degrés de la qualité de l'eau, décrivant des niveaux différents d'eutrophisation.

4. Élaboration des seuils d'évaluation et identification des conditions de référence en matière d'eutrophisation, afin de pouvoir surveiller l'accès au BEE

La détermination du BEE peut donner lieu à la mise en œuvre de trois approches:

a. Pour évaluer quantitativement l'accès au BEE en ce qui concerne l'eutrophisation, l'on pourra fixer un seuil d'évaluation mesurable ainsi que la définition des conditions de référence. Les seuils d'évaluation du BEE et les conditions de référence (concentrations ambiantes) peuvent ne pas être identiques pour toutes les zones, en particulier lorsque l'environnement marin est déjà troublé depuis de nombreuses années par la présence humaine. En de telles circonstances, il conviendra de prendre une décision relativement à la fixation de la valeur seuil pour l'accès au BEE indépendamment de la fixation des conditions de référence. L'approche est basée sur la reconnaissance que les conditions environnementales spécifiques à la zone doivent définir les valeurs seuils. Une valeur seuil peut comporter des éléments autorisant des fluctuations statistiques (exemple: aucune valeur relative aux éléments nutritifs et à la chl-a excédant le 90ème percentile n'est présente avec une fréquence supérieure à ce qui était statistiquement attendu pour l'entièreté de la série chronologique). Le BEE pourrait être défini à un niveau sous-régional, ou selon une subdivision de la sous-région (comme l'Adriatique nord), corrélativement à des particularités locales liées au niveau trophique et à la morphologie de la zone.

b. La détermination du BEE eu égard à l'eutrophisation peut faire l'objet d'une deuxième approche consistant à utiliser les tendances relatives aux teneurs en éléments nutritifs, et les effets directs et indirects de l'eutrophisation. Lorsque l'on utilise l'approche fondée sur les tendances, il est nécessaire de disposer, aux fins de comparaison, d'une valeur de référence représentant la situation réelle. Dans le cas des éléments nutritifs et de la chl-a, de telles valeurs de référence existent en raison de la disponibilité des données dans la plupart des zones. Par conséquent, le BEE pourrait être défini comme correspondant à des tendances non croissantes des concentrations en éléments nutritifs et/ou en chlorophylle-a sur une période définie dans le passé (par exemple: 6 ans), qui ne sont pas expliquées par la variabilité hydrologique. S'agissant des effets indirects, le BEE pourrait exiger une absence de tendance décroissante de la saturation en oxygène au-delà de ce qui est statistiquement attendu.

c. Il est recommandé d'utiliser les seuils et tendances de BEE en combinaison, en fonction de la disponibilité des données et des accords sur les niveaux seuils de BEE. Le MED POL a une expérience de l'utilisation des seuils quantitatifs. Il est proposé que, pour la région méditerranéenne, les seuils quantitatifs entre "bon" état (BEE) et état "moyen" (hors BEE) pour les eaux côtières puissent être basés, selon les nécessités, sur les travaux effectués dans le cadre du processus d'interéallonnage du MED GIG de la Directive Cadre de l'UE sur l'eau, un projet étroitement suivi par le programme MED POL. C'est dans ces circonstances que des seuils sous-régionaux ont été proposés pour la chlorophylle-a uniquement, dans trois types d'eaux marines, sur la base de la densité de l'eau de mer (valeurs moyennes annuelles de σ_t): Type I: $\sigma_t < 25$. Type IIA: $27 > \sigma_t > 25$. Type III(W&E): $\sigma_t > 27$. Toute la zone nord-ouest de la Mer Adriatique, qui est affectée par les intrants du Pô,

appartient au Type I, tandis que les étendues côtières des mers Adriatique et Tyrrhénienne appartiennent au Type IIA. Cependant, du fait des différences tropho-dynamiques entre ces régions, deux catégories différentes de Types IIA ont été identifiées dans l'exercice MED GIG: l'adriatique et la tyrrhénienne. La Méditerranée orientale et la Méditerranée occidentale se caractérisent par des eaux marines de Type III (Tableau 5.1).

Les limites déterminées conformément à la Directive-cadre sur l'eau de l'UE sont des valeurs indicatives qui peuvent être considérées comme une base pour la détermination des valeurs seuils correspondantes pour le BEE dans le cadre de l'approche écosystémique. En ce qui concerne la concentration en éléments nutritifs, le BEE pourra être déterminé sur la base d'une surveillance des tendances, jusqu'à ce que des seuils aient été déterminés, négociés, convenus, et communément acceptés à un niveau sous-régional ou régional.

Les frontières développées par la 2nd phase d'interétalonnage de la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union Européenne sont présentées comme des valeurs indicatives, alors que les résultats de la 3^{ème} phase d'interétalonnage du MED GIG sont en cours de finalisation. En ce qui concerne les concentrations des nutriments, en attendant les seuils conjointement approuvés soient déterminés, négociés et approuvés à une échelle régionale ou sous-régionale dans le cadre du Processus de l'ECAP, le BEE peut être déterminé sur une base de surveillance de la tendance.

Table 4.1 Limites entre bon état et état moyen (C.E., 2013/Décision de la Commission 2013/480/EU)

Type d'eau	Chl-a: moyennes géométriques annuelles (µg/L)	Chl-a: 90ème percentile (µg/L)
Type I (Adriatique nord)	6,2	17,3
Type IIA (Adriatique)	1,57	3,81
Type IIA (Tyrrhénienne)	0,9	2,19
Type III-W (Méditerranée occidentale)		1,80
Type III-W Petites îles (Méd. Occident., Corse, Sardaigne, Baléares)		1,20
Type III-E (Méditerranée orientale)		0,4

V. ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 9: LES CONTAMINANTS

1. Introduction

La surveillance des polluants chimiques dans le milieu marin remonte à bien loin dans certaines régions. La surveillance chimique a été mise en place à la suite de la prise de conscience de l'augmentation des émissions industrielles et de la reconnaissance des effets nocifs possibles sur l'environnement, causés par des polluants résultant des rejets.

Dans la plupart des pays méditerranéens, la surveillance des concentrations d'une vaste gamme de contaminants chimiques dans l'eau, dans les sédiments et dans le biote est entreprise en réponse aux facteurs nationaux et internationaux (comme la DCE), au sein des programmes de surveillance MED POL de la Convention de Barcelone. La portée et l'ampleur de cette surveillance varient. Elles doivent, toutefois, être considérées comme une base à partir de laquelle on introduit une plus grande harmonisation entre les parties contractantes et on veille à ce que les contaminants et les matrices les plus importants dans les sous-régions soumises à l'évaluation soient couverts par des programmes de surveillance appropriés. La surveillance des effets biologiques est généralement beaucoup moins présente dans les programmes nationaux ou internationaux, le nombre de pays qui entreprennent de telles études (ainsi que l'intensité de la couverture) étant beaucoup plus petit.

Le bon état écologique (BEE) relevant de l'Objectif écologique 9 est atteint lorsque les contaminants ne causent pas d'impact significatif sur les écosystèmes côtiers et marins et sur la santé humaine. Comme le type et les quantités des émissions ont changé et que la législation environnementale a permis de réduire la pollution causée par certaines substances et dans certains domaines, la surveillance des contaminants doit être adaptée et ciblée pour traiter les risques actuels et futurs qui pourraient nuire à la réalisation du BEE. Cependant, la couverture des programmes nationaux actuellement en place est limitée. Par conséquent, et pour des raisons pragmatiques, les évaluations initiales du BEE sous l'Objectif écologique 9 seront probablement fondées sur des données relatives à un nombre assez faible de contaminants et d'effets biologiques, ce qui reflète l'étendue des programmes actuels et l'existence de critères d'évaluation appropriés. Certains domaines de développement importants au cours des prochaines années comprendront l'harmonisation des cibles de surveillance (des déterminants et des matrices) à l'intérieur des sous-régions évaluées, le développement de séries de critères d'évaluation et l'examen de l'étendue des programmes de surveillance pour s'assurer que les contaminants jugés importants au sein de chaque domaine d'évaluation soient inclus dans les programmes de surveillance. Grâce à ces actions ainsi qu'à bien d'autres, il sera possible de développer des programmes de surveillance ciblés et efficaces, conçus particulièrement pour répondre aux besoins et aux conditions de chaque sous-région évaluée.

Un volume considérable de données de surveillance des dernières décennies est disponible dans le cadre de la Convention de Barcelone. Ces données ont été utilisées, par exemple, pour l'identification des principaux contaminants marins et l'élaboration de stratégies et de directives de surveillance. En ce qui concerne l'application des exigences du processus de l'approche écosystémique, il y a de nombreux avantages à avoir recours aux données et aux informations de surveillance mises au point par le programme de surveillance MED POL. Ces actions comprennent: (1) le recours aux expériences existantes dans la conception des programmes de surveillance, (2) l'utilisation des directives existantes sur les méthodes d'analyse ou autres pour définir les aspects techniques de la surveillance de l'approche écosystémique, (3) le recours aux réseaux de stations d'échantillonnage déjà en place, en

tant que structures pour les réseaux d'échantillonnage de l'approche écosystémique, (4) l'utilisation des outils d'évaluation statistiques en place et l'élaboration de critères d'évaluation qui peuvent constituer une base pour évaluer les données de l'approche écosystémique, (5) l'utilisation des données existantes pour décrire la distribution de contaminants et leurs effets dans la mer, et (6) l'utilisation de séries temporelles existantes pour servir comme fondement à la surveillance contre un objectif de « non-détérioration ». Le volume disponible de données de qualité a été confirmé et il est suffisamment important pour évaluer les tendances des concentrations de polluants.

Surveiller la pression résultant des contaminants chimiques dans le temps et dans l'espace constitue une condition *sine qua non* pour mener une évaluation quantitative de l'état écologique des mers. Les évaluations de base sont nécessaires afin de suivre les tendances et prévenir la détérioration. Les plans de surveillance doivent être proactifs plutôt que réactifs. Ils doivent également être associés à l'évaluation des risques. Les instruments de surveillance et les critères d'évaluation doivent être sensibles et comparables.

Bien que toutes les substances énumérées par le Protocole tellurique (LBS) doivent idéalement être envisagées, la surveillance dans le milieu marin peut ne pas être effectuée pour toutes ces substances, en raison de l'absence de sources ou de leurs caractéristiques physico-chimiques. C'est pourquoi, disponibilité des informations concernant les sources est cruciale pour la sélection des substances à surveiller.

En vue de l'adoption par la COP19 du Plan d'Action du Protocole Offshore²⁵ de la Convention de Barcelone, le développement et l'adoption de programmes et de procédures de contrôle de la Méditerranée pour les activités offshore sont prévus en 2016-2017, se basant, entre autres, sur le Programme Intégré d'Evaluation et de Surveillance de l'EcAp.

L'échantillonnage d'un compartiment environnemental particulier doit être fondé sur le flux, le devenir et les effets prévus de chaque polluant. Chaque compartiment du milieu marin (eau, sédiments, biote) fournit des informations spécifiques sur l'état, les tendances et les sources de pollution des substances toxiques.

L'identification des sources de pollution, d'une part, et la façon dont leurs apports qui y sont associés évoluent dans le temps, d'autre part, sont également fondamentales pour évaluer l'efficacité des stratégies d'atténuation de la pollution et orienter les efforts supplémentaires nécessaires pour atteindre le BEE. Le MED POL met en œuvre un inventaire périodique des sources et des charges de pollution due aux activités menées à terre, dans le cadre du Protocole tellurique et du Programme d'actions stratégiques (PAS) visant à combattre la pollution due aux activités menées à terre (adopté en 1997 et lancé en 2000). La base de données des sources de pollution de MED POL comporte 12 500 dossiers de charges de polluants provenant de sources industrielles et municipales, rapportés par les pays sur une période de 5 ans (données communiquées entre 2003 et 2008). Chaque dossier indique l'émission d'une substance provenant d'un secteur et un sous-secteur d'activités donné, dans une région administrative ou un pays déterminé. La base de données couvre environ 100 substances ou groupes de substances et de paramètres différents selon les lois nationales et les spécificités de développement du pays. Toutefois, certaines substances sont communes à presque toutes les émissions nationales de polluants.

²⁵ Le Protocole pour la Protection de la Mer Méditerranée contre la Pollution résultant de l'Exploration et de l'Exploitation du Plateau Continental, du fond de la mer et de son sous-sol (le Protocole Offshore). Ledit Protocole est entré en vigueur le 24 mars 2011. Selon le Plan d'Action Offshore, les Parties Contractantes qui n'ont pas encore ratifié le Protocole devraient le faire d'ici 2017.

2. Stratégie de surveillance des contaminants et de leurs effets

2.1. Approche fondée sur le risque et le principe de précaution

Selon l'approche fondée sur le risque, la surveillance doit être effectuée dans les zones côtières et marines où les contaminants chimiques se sont avérés représenter des risques importants pour les écosystèmes marins. Les données fournies par la surveillance doivent également répondre aux besoins posés par le processus de l'approche écosystémique. La surveillance doit permettre aussi d'effectuer le traitement de données statistiques nécessaires et l'analyse des données sur les tendances temporelles à long terme. La détection précoce des problèmes à venir, tels que les contaminants émergents, devrait finalement devenir partie intégrante des systèmes de surveillance à l'avenir.

Le principe de précaution exige qu'en cas de doute, les mesures de protection doivent être mises en œuvre, vu que le milieu marin, en particulier, est vulnérable en raison de l'éventuelle accumulation de contaminants dans les chaînes alimentaires spécifiques et de l'irréversibilité des effets sur les écosystèmes.

2.2. Sélectionner les sites pour la surveillance environnementale des contaminants

Le réseau des stations de surveillance dépend de l'objectif des campagnes spécifiques. La plupart des stations de surveillance font partie des mécanismes de surveillance du MED POL. On reconnaît que la haute mer et les grands fonds marins sont beaucoup moins couverts par les activités de surveillance que les zones côtières. Il est nécessaire alors d'inclure aussi des zones situées au-delà des zones côtières dans les programmes de surveillance d'une manière représentative et efficace, là où les risques justifient qu'elles soient couvertes.

Une stratégie commune de surveillance doit inclure des stations principales, l'étendue spatiale répartie et d'autres approches, telles que l'échantillonnage par transect, le cas échéant.

La sélection des sites de surveillance des contaminants dans le milieu marin dépend directement de l'évaluation des risques et de la portée de la surveillance :

- Les zones préoccupantes identifiées sur la base de l'examen des informations existantes et liées aux évaluations du MED POL et de la DCE.
- Les zones dans lesquelles les rejets de contaminants chimiques sont bien définis à présent ou dans l'avenir.
- Les zones extracôtières (offshore) où le risque justifie qu'elles soient couvertes (l'aquaculture, les activités pétrolières et gazières offshore, le dragage, l'exploitation minière, le déversement en mer, etc.) ;
- Les sites représentatifs à la surveillance d'autres sources atmosphériques et marines (du transport maritime).
- Les sites de référence : pour les valeurs de référence et les concentrations de fond.
- Les sites et les zones de pollution sensibles, représentatifs à l'échelle sous-régionale.
- Les sites et les zones en haute mer qui pourraient être particulièrement préoccupants.

Les sites sélectionnés doivent permettre de collecter un nombre réaliste d'échantillons (par exemple, appropriés pour l'échantillonnage des sédiments, permettant de prélever un nombre suffisant de biote pour détecter les espèces choisies pendant la durée du programme). Les outils de modélisation sont

capables de fournir des informations pour déterminer le meilleur emplacement des stations de surveillance en ce qui concerne les courants océaniques et les voies d'apport.

Les Parties contractantes doivent fournir leurs lieux d'échantillonnage proposés et les raisons de la surveillance. Il est essentiel que les stratégies de surveillance soient coordonnées au niveau régional et/ou sous-régional. La coordination de la surveillance d'autres Objectifs écologiques est cruciale pour adopter des approches rentables. L'organisation de croisières en étroite coopération avec les différentes Parties contractantes pourrait présenter une option efficace.

L'étendue géographique de surveillance en vue d'évaluer le BEE et les effets des contaminants est tributaire des conditions spécifiques d'une zone qui peuvent influencer la concentration de référence des contaminants, y compris la minéralogie locale, les apports des rivières, les conditions hydrodynamiques, la texture des sédiments, etc. Une approche fondée sur le risque doit être déployée afin de suivre une procédure de dépistage visant à délimiter les zones qui seront évaluées et surveillées plus fréquemment. Les zones qui montrent une plus grande pression de la pollution peuvent être divisées en zones plus petites à des fins d'évaluation et surveillées plus fréquemment que les eaux marines éloignées et non touchées. La surveillance en vue d'évaluer le BEE des contaminants entièrement d'origine anthropique, tels que les composés organochlorés, peut être menée à l'échelle régionale, puisque la concentration de référence de ces contaminants est égale à zéro. Cependant, les spécificités locales dans la production et l'utilisation de ces composés (les pesticides et les composés industriels) ont créé une différence entre les sous-régions à examiner. En outre, bien que les niveaux côtiers de polluants soient principalement affectés par des processus locaux (le débit fluvial, les points chauds côtiers), le biote en pleine mer et les sédiments sont principalement influencés par les voies régionales, voire super-régionales (le transport atmosphérique et les dépôts de polluants émis dans des régions éloignées). Ces derniers sont également utiles pour déceler les PAHs. Il serait peut-être approprié d'envisager une surveillance en vue d'évaluer un seuil régional du BEE pour les zones de haute mer et un autre pour les zones côtières. En outre, la surveillance en vue d'évaluer le BEE des contaminants naturels, tels que les métaux lourds, peut être effectuée sur une subdivision de la sous-région en fonction des caractéristiques locales, vu que la minéralogie locale joue un rôle de grande envergure dans la définition du seuil du BEE et que les gisements de métaux se trouvent dans différents endroits de la Méditerranée.

En ce qui concerne les effets biologiques des contaminants et les déversements d'hydrocarbures (la marée noire), la surveillance en vue d'évaluer le BEE peut être menée au niveau sous-régional, voire régional, à condition que les informations appropriées soient disponibles. En outre, pour détecter les microorganismes pathogènes dans les eaux de baignade, ce genre de surveillance peut être mené à un niveau sous-régional, voire local, en raison de la nature de la contamination microbiologique (l'impact est limité à une distance relativement courte de la source de pollution parce que les microorganismes ne survivent pas longtemps dans l'eau de mer).

2.3. Fréquence de surveillance

Les fréquences de surveillance seront déterminées par l'objectif des activités d'échantillonnage. Elles peuvent varier des échelles temporelles plus courtes pour les apports qui varient selon la saison, jusqu'aux échelles temporelles longues pour la surveillance des carottes de sédiments. Afin de déterminer les tendances en vigueur, les délais dépendront de l'aptitude à les détecter, compte tenu de la variabilité de l'ensemble du processus d'analyse et le nombre de répliques. Il est possible de diminuer la fréquence de surveillance lorsque les séries chronologiques établies montrent des concentrations en dessous des niveaux inquiétants, sans révéler toutefois une tendance à la hausse depuis plusieurs

années. Il est nécessaire d'envisager la possibilité d'établir une organisation conjointe entre les Parties contractantes et entre ou au sein des Conventions pour les mers régionales (CMR) au sujet des paramètres pluriannuels.

3. Élaboration des critères d'évaluation à la définition des valeurs limites de seuil pour la surveillance de l'état environnemental chimique des contaminants afin de détecter les contaminants et d'être en mesure de déterminer la réalisation du BEE

Le rapport du PNUE (DEPI) MED WG.394/Inf.3 sur l'élaboration des critères d'évaluation pour les substances dangereuses dans la Méditerranée présente une méthodologie pour élaborer des critères d'évaluation à la définition des valeurs limites de seuil afin de détecter les contaminants, et ce dans le but d'évaluer la réalisation du bon état écologique dans le milieu marin de la Méditerranée par rapport à l'Objectif écologique EO9 et dans le cadre de l'application progressive de l'approche écosystémique à la gestion des activités humaines dans la Méditerranée, proposée par le PAM.

Le rapport suit une méthodologie pertinente développée par la Convention OSPAR, qui propose deux seuils à définir dans les sédiments et le biote: T0 pour définir le seuil sur des sites « vierges » et T1 pour définir le seuil entre les conditions environnementales acceptables (BEE) et inacceptables.

À travers l'utilisation de données sur la Méditerranée de la base de données MED POL et l'application de la méthodologie de la Convention OSPAR, le rapport présente une évaluation des concentrations de référence (BCs), les concentrations de référence évaluées (BACs²⁶) des métaux-traces (le mercure, le cadmium et le plomb) et des contaminants organiques (les hydrocarbures chlorés et les PAHs) dans les sédiments et le biote dans le bassin méditerranéen.

En ce qui concerne la définition des BACs dans les sédiments méditerranéens, le rapport indique qu'il convient de noter que peu de données étaient disponibles. Ainsi, il est nécessaire d'avoir plus de carottes datées de sédiments de différentes régions pour accroître la certitude des valeurs proposées. En outre, on doit considérer l'aluminium (Al) et le carbone organique (OC) comme des paramètres obligatoires dans le nouveau programme intégré de surveillance du PAM, afin de normaliser la variabilité des particules sédimentaires.

Le rapport précise qu'un test statistique est nécessaire pour définir la relation entre BC et BAC, en tenant compte de la variabilité des données communiquées sur les Matériaux de référence certifiés (les sédiments et le biote), utilisés par des laboratoires méditerranéens dans des essais de compétence et dans des exercices d'interétalonnage. Un test statistique, tel que décrit dans le texte du rapport, sur le programme de surveillance de MED POL n'est pas encore disponible à ce stade-ci. Mais le rapport indique également que les relations définies par la Convention OSPAR entre BC et BAC au sujet des métaux dans les sédiments, les poissons et les crustacés pour évaluer les niveaux de BACs pourraient être adoptées. Pour les sédiments et les crustacés, BAC équivaut donc à 1,5 x BC, et pour les poissons, BAC = 2 x BC. Toutefois, ce rapport déclare qu'il est recommandé d'effectuer un test statistique pour évaluer la précision des programmes de surveillance de MED POL (par pays).

²⁶ Les concentrations de référence évaluées (BACs) sont des outils statistiques définis en relation avec les concentrations de référence (BCs), qui permettent l'examen statistique pour déterminer si les concentrations observées peuvent être envisagées comme étant proches des concentrations de référence. Les concentrations observées sont estimées être "proches des concentrations de référence" si la concentration moyenne est statistiquement en dessous du BAC correspondant d'une manière significative.

En outre, le rapport indique que, compte tenu de l'évaluation statistique de la base de données MED POL, effectuée dans le rapport, et de la grande variabilité des niveaux de concentration, il est essentiel de procéder à un examen de contrôle de la qualité des ensembles de données afin de mieux évaluer les valeurs de BAC.

Considérant la définition des critères d'évaluation de la Méditerranée au sujet du biote à l'aide de la base de données MED POL, le rapport souligne qu'il est biologiquement inapproprié d'évaluer les niveaux absolus de métaux de BC, BAC et EAC (Critères de l'Evaluation Environnementale) dans une certaine espèce à partir des niveaux parallèles d'une espèce même très semblable. Les niveaux de BCs et BAC ont par conséquent été calculés/évalués dans le rapport d'une manière générale, conformément aux procédures suivies par la Convention OSPAR. Par contre, en prenant en considération ces restrictions, le rapport indique qu'il est possible d'établir le niveau des critères d'évaluation écotoxicologiques (EAC) pour les zones de MED POL à partir des niveaux de ratio EAC/BAC chez des espèces sentinelles compatibles de la Convention OSPAR. Par exemple, si ce ratio chez les *Mytilusedulis* est de 5,6, le niveau comparable chez les *Mytilusgalloprovincialis* pourrait être calculé comme BAC x 5,6.

Le rapport indique aussi que dans les évaluations proposées de la Convention OSPAR, certains critères de EACs n'ont pas été utilisés, particulièrement parce qu'ils sont inférieurs aux BACs de la Convention OSPAR. Les EACs pour le Cd et le Pb dans les sédiments, le Hg dans les moules et le Hg et le Cd dans les poissons sont en dessous des concentrations BACs correspondantes. En outre, les concentrations de référence (BCs) et les concentrations de référence évaluées (BACs) pour détecter la présence de métaux-traces dans les sédiments sont normalisées à 5% d'aluminium alors que les critères proposés de EACs sont normalisés à 1% de carbone organique. Il a été conclu par la Convention OSPAR que les EACs conçus pour détecter les PAHs ou les métaux-traces dans les sédiments et pour les métaux ou les CBs dans le biote ne peuvent pas être utilisés pour décrire le seuil (T1) entre les conditions environnementales acceptables (BEE) et inacceptables. Par conséquent, lorsque les EACs n'ont pas été recommandés, des approches alternatives à des critères appropriés pour l'évaluation des données sur les concentrations de contaminants dans les sédiments et le biote ont été appliquées (comme indiqué dans le tableau 9.1) :

- Pour la Transition (T0) qui représente une évaluation indiquant que les concentrations doivent atteindre les concentrations de référence, ou même se situer près de ces ratios, les BACs sont utilisées par la Convention OSPAR.
- Pour les transitions (T1), les critères d'évaluation étaient les valeurs ERL (*Effects Range Low*²⁷) des PAHs et des métaux-traces dans les sédiments.
- C'est une tâche exigeante de déterminer les niveaux réels des EACs en général, et aussi selon les documents fournis par la Convention OSPAR. Par conséquent, les niveaux alimentaires acceptables maximaux de la CE (règlement de la Commission (CE) n° 1881/2006) sont utilisés par la Convention OSPAR (l'évaluation du rapport QSR2010), jusqu'à ce qu'une

²⁷ Les *Effects range low* (ERL) et *effects range median* (ERM) sont les concentrations chimiques spécifiques observées grâce aux analyses de toxicité biologique compilées et à l'échantillonnage synoptique des sédiments marins. Ces valeurs numériques forment les lignes directrices de la qualité des sédiments, développées par Long et Morgan pour le Programme national des États et des Tendances (National Status & Trends Program) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), qui constituent des outils informels dans le dépistage des sédiments. Les ERL et ERM sont considérés comme des directives qui aident à classer le spectre de concentrations dans les sédiments dans lequel les effets sont rarement observés ou prévus (en dessous de la valeur ERL) et le spectre au-dessus duquel les effets sont généralement ou toujours observés (au-dessus de la valeur ERM). Ces directives sont utilisées pour dépister les sédiments afin de détecter la présence de métaux-traces et de contaminants organiques.

approche appropriée soit disponible pour les critères d'évaluation afin de détecter les métaux dans les biotes.

En outre, il est à noter qu'il y a eu des expériences en Méditerranée dans lesquelles le ERL a été adopté comme seuil pour T1 car il n'était pas possible de normaliser le COT dans les sédiments en raison de la faible teneur en COT.

Tableau 3.1. Les points de transition pour l'évaluation des contaminants présents dans les sédiments et le biote, appliqués par la Convention OSPAR.

Contaminant	Point de transition	Sédiment	Biote
Hg, Cd, Pb	T ₀	BAC	BAC
Hg, Cd, Pb	T ₁	ERL	EC
PAHs	T ₀	BAC	BAC
PAHs	T ₁	ERL	EAC
PCBs	T ₀	BAC	BAC
PCBs	T ₁	EAC	EAC

3.1. Procédure à suivre pour surveiller la réalisation du BEE afin de déceler la présence de contaminants dans le milieu marin de la Méditerranée

Les recommandations et les informations présentées dans le rapport exigent de les respecter et d'en faire usage en vue d'établir une procédure à suivre pour surveiller la réalisation du BEE afin de déceler la présence de contaminants. Ceci, entre autres, impliquerait plus de travail au sein des groupes d'experts désignés par les Parties contractantes, en particulier pour la mise en place des EACs pour détecter les contaminants dans le biote au niveau sous-régional.

En attendant que les EACs soient définis pour identifier des principales substances préoccupantes, une approche à deux volets pourrait être adoptée pour appuyer la surveillance de l'évaluation du BEE: i) une valeur de seuil au BEE pourrait être établie en utilisant des concentrations provenant des zones relativement non polluées à un niveau sous-régional, et ii) une tendance à la baisse doit être observée à partir des valeurs de base qui représentent le niveau réel de la concentration des contaminants. Le BEE pourrait ainsi être défini pour détecter les métaux toxiques (Hg, Cd, Pb), les composés organiques chlorés et les PAHs, dont les données de surveillance existantes grâce à l'exécution des programmes de surveillance.

Surveillance des tendances temporelles

La surveillance du milieu marin implique l'observation à répétition à des fins précises, d'un ou de plusieurs éléments du milieu marin, selon un calendrier spatial et temporel préétabli à l'aide de méthodologies comparables. La surveillance des tendances temporelles commence avec l'objectif de détecter les tendances de concentrations dans le but de surveiller l'efficacité des mesures de contrôle prises sur les sites pollués. Les tendances des niveaux de polluants ou de contaminants, en général, sont également considérées comme des indicateurs « d'état » de la pollution et sont incluses dans la plupart des programmes de surveillance régionaux afin de fournir des apports aux évaluations de l'état du milieu marin.

Les sédiments de surface et le biote peuvent être utilisés pour reconnaître les tendances temporelles possibles des métaux-traces et des composés organochlorés dans le milieu marin et peuvent, par conséquent, constituer un outil de valeur pour l'évaluation de l'efficacité des mesures de contrôle

prises sur les sites pollués et pour l'évaluation d'état également. Cependant, la variabilité des données peut être affectée par plusieurs facteurs, autres que les apports de contaminants, à savoir celles liées à l'échantillonnage et à la représentativité des échantillons prélevés. Dans tous les cas, la première condition est la disponibilité de séries de données pour une période assez longue, de sorte que les programmes de surveillance à long terme soient maintenus dans le temps.

Lors de l'examen et de l'analyse entrepris en 2005 au cours des Activités de surveillance du MED POL à la Phase III (UNEP (DEC)/MED WG 282/3) qui forment une évaluation de la base de données du MED POL pour la surveillance des tendances des contaminants, le rapport a conclu que les objectifs du programme du MED POL – Phase III, établis au préalable, n'avaient pas permis d'obtenir la tendance temporelle d'aucun contaminant sélectionné sur un site déterminé. Cela était essentiellement dû aux diverses difficultés rencontrées dans l'analyse des données, en particulier lorsque la normalisation a été conçue pour réduire la variance de l'ensemble de données en prenant en compte les différences dans la morphologie (par exemple, la granulométrie des sédiments) ou la composition (par exemple les graisses présentes dans les tissus) des échantillons. Les métaux-traces sélectionnés et les contaminants organiques seront fortement co-variables avec ces facteurs²⁸.

Un deuxième aspect à considérer est le laps de temps nécessaire à l'évaluation des tendances.

En général, la première évaluation des tendances temporelles sur des organismes marins sessiles peut être effectuée avec des ensembles de données des programmes en cours depuis plus de cinq ans. L'utilisation des sédiments nécessite toujours un laps de temps plus long (>10 ans) pour mettre en évidence et évaluer les variations importantes. Cependant, dix ans après le lancement du programme de surveillance, certains pays n'ont pas encore de données valides et continues qui couvrent au moins cinq ans.

L'analyse de 2011 des activités et des données de surveillance de la tendance pour le programme MED POL-Phase III et IV (UNEP (DEPI) MED365/Inf.5) a conclu que, malgré la forte amélioration perçue suite à la dernière évaluation des données de tendance en 2009, certains problèmes ont été identifiés, portant principalement sur l'absence de suivi pour poursuivre la stratégie d'échantillonnage déclarée. La partie la plus faible du programme reste le transfert et la manipulation de données. Pour remédier à ces problèmes, le rapport indique que les pays concernés sont invités à rédiger un manuel détaillé du programme dans lequel toutes les questions liées à la réalisation d'un programme réussi seront abordées. Un tel manuel comprendrait les objectifs du programme et une approche méthodologique détaillée pour maintenir, avec succès, le programme au fil du temps (le positionnement, l'échantillonnage, les méthodes et l'élaboration, l'échange et la présentation des données, etc.).

Du point de vue de la surveillance des tendances, le rapport précise que la meilleure stratégie d'échantillonnage commence toujours par la collecte des meilleures informations sur la variance d'échantillonnage, ce qui entraîne une détermination importante de la tendance sous-jacente. En fait, il est recommandé d'éviter la mise en commun chaque fois que c'est possible, mais la stratégie proposée pour les petits organismes, particulièrement les mollusques dont la taille ne suffit pas toujours pour toutes les analyses, consiste à utiliser 5 échantillons avec 15 prélèvements mis en commun ou un nombre d'échantillons mis en pools qui garantit la quantité nécessaire d'échantillons pour effectuer toutes les analyses chimiques.

²⁸ Un manuel révisé sur l'échantillonnage et l'analyse des sédiments a été adopté en 2006 (UNEP (DEC) MED WG.282/Inf.5/Rev.1.)

. Si un organisme d'échantillonnage, principalement des poissons, fournit suffisamment d'échantillons pour toutes les analyses, l'utilisation de 15 à 25 échantillons (de préférence) est appropriée dans le cas où les variances sous-jacentes ne sont pas connues. L'échantillon doit être prélevé de manière stratifiée de longueur : diviser la distribution de taille en trois ou cinq classes (suivant l'échelle logarithmique et la taille : MG -1 cm ; MB -2 cm) et sélectionner la classe centrale ; la même classe de taille doit toujours être échantillonnée.

4. Surveillance des effets biologiques

La surveillance des effets biologiques est considérée comme un élément important dans les programmes visant à évaluer la qualité de l'environnement marin, vu qu'une telle surveillance cherche à démontrer les liens entre les contaminants et les réponses écologiques. La surveillance des effets biologiques peut ainsi être utilisée dans le but d'indiquer la présence de substances ou d'associations de substances, qui n'ont pas été préalablement considérées comme préoccupantes et d'identifier les régions ayant une qualité environnementale réduite. Les biomarqueurs comprennent une variété de mesures de réponses moléculaires, cellulaires et physiologiques spécifiques des espèces-clés face à l'exposition aux contaminants. Une réponse-réaction indique, généralement, soit une exposition aux contaminants, soit une aptitude physiologique compromise. Le défi est d'intégrer les réponses individuelles des biomarqueurs dans un ensemble d'outils et d'indices qui seront capables de détecter et de surveiller la dégradation de la santé d'un type particulier d'organisme-sentinel.

L'utilisation des biomarqueurs est relativement nouvelle par rapport à la surveillance chimique traditionnelle. Même aujourd'hui, ces biomarqueurs qui sont considérés comme bien compris n'ont souvent pas d'archives historiques ni de gestion de données simple, qui soient adéquates pour l'évaluation des risques et la surveillance régulière. En outre, en dépit de l'important principe sur lequel s'appuie le concept de biomarqueurs, selon lequel la réponse mène à des effets écologiques, il y a encore quelques exemples où des mesures de biomarqueurs ont été directement liées à des réponses au niveau de la communauté. Certains résultats ont été obtenus au cours des vingt dernières années grâce à des projets de recherche individuels ou des programmes nationaux ou internationaux dans les eaux marines (BIOMAR, le Programme BEEP, le Programme de la COI-OMI qui a trait à l'Étude mondiale de la pollution dans le milieu marin, financé par le PNUE).

Pour une gestion intégrée des données de biomarqueurs, un Système expert a été développé à l'Université de Piemonte Orientale, en Italie (DiSAV) dans le cadre du programme de l'UE, BEEP (les Effets biologiques des polluants environnementaux). La fonction du Système expert consiste à classer le niveau du syndrome de stress provoqué par les polluants en intégrant les données obtenues à partir des biomarqueurs suivants:

- a) Les biomarqueurs d'alerte précoce : ce sont des biomarqueurs sensibles du stress ou de l'exposition, qui révèlent les effets des polluants au niveau moléculaire et/ou cellulaire.
- b) Les biomarqueurs de stress, aptes à révéler le développement du syndrome de stress au niveau des tissus ou des organes : des biomarqueurs histologiques, mais aussi des biomarqueurs biochimiques, tels que la GST (glutathion transférase), un test récemment développé (c'est-à-dire l'évaluation de la GST libérée par les cellules, qui est présente dans l'hémolymphe des mollusques).
- c) Les biomarqueurs du stress au niveau de l'organisme : ce sont des biomarqueurs capables de montrer que le syndrome de stress a diminué la capacité de survie et/ou de croissance et de

reproduction des moules (tel que le stress sur la réaction au stress, la marge de croissance, les modifications des gonades et gamètes, l'index de survie).

Une bonne interprétation du développement du syndrome de stress par le système expert dépend de la possibilité d'utiliser des biomarqueurs de stress qui soient capables d'intégrer les effets toxiques des polluants au cours d'une période suffisante de mise en cage. Parmi ceux-ci, on trouve les biomarqueurs qui montrent une tendance caractérisée par une augmentation ou une diminution continue de la valeur du paramètre choisi (comme la stabilité de la membrane lysosomale, l'accumulation lysosomale de lipofuscine, l'accumulation lysosomale de lipides neutres, la fréquence de micronoyaux) par rapport à une augmentation de la toxicité. De plus, le système expert tient en compte des interférences possibles entre les différents biomarqueurs.

Les mollusques (principalement les moules, les espèces *Mytilus*) et les poissons (les espèces *Mullus*, *Platichthys flesus* L., *Zoarces viviparus*, *Perca*) ont été utilisés en tant qu'organismes-sentinelles dans les programmes ordinaires de biosurveillance, tant au niveau national qu'au niveau international (Le programme de biosurveillance du PNUE/PAM MED POL, la Convention OSPAR, l'accord RAMOGE, etc.).

Les mollusques ont été choisis comme bioindicateurs en raison de leur large répartition géographique, leur disponibilité directe sur le terrain et à travers l'aquaculture, et leur utilisation dans les expériences de la mise en cage tout au long du littoral. L'utilisation des poissons dans les programmes de surveillance des effets biologiques revêt une importance particulière en raison de la position cruciale de ces organismes dans la chaîne trophique et en raison de leur grande valeur commerciale. Toutefois, elle présente des problèmes logistiques (y compris les difficultés rencontrées lors de l'expérience de mise en cage avec les poissons, ainsi que le coût de l'échantillonnage, de la mise en cage, du transport, etc.).

Alors que l'utilisation des poissons dans les programmes de surveillance des effets biologiques, la prise en considération de la position-clé de ces organismes dans la chaîne trophique et leur valeur commerciale élevée s'avèrent nécessaires, leur utilisation déjà à un stade initial du programme de surveillance à l'échelle régionale présenterait certains problèmes, y compris les difficultés rencontrées dans les expériences de mise en cage avec les poissons, et, d'une manière plus importante, le coût de l'échantillonnage, de la mise en cage et du transport. Leur inclusion dans le programme de surveillance intégré n'est donc pas prévue dans la phase initiale, mais peut être envisagée ultérieurement.

Dans le cadre du MED POL – Phase IV, il a été décidé d'appliquer une approche à deux volets, à l'aide de mollusques en cage :

- Le premier volet comprendrait un biomarqueur unique, à savoir la stabilité de la membrane lysosomale et la mortalité.
- Le second volet comprendrait un ensemble de biomarqueurs, y compris l'activité de l'acétylcholinestérase, les fréquences des micronoyaux, l'accumulation de lipofuscine, l'accumulation de lipides neutres, le stress oxydatif, la teneur en métallothionéine, la prolifération des peroxysomes, le rapport entre le lysosome et le cytoplasme et l'accent sur le stress.

Un exercice d'interétalonnage financé par le MED POL a été organisé en 2010 par DiSAV avec la participation de 11 laboratoires méditerranéens de 8 pays (la Croatie, l'Égypte, la Grèce, l'Italie, la Slovaquie, l'Espagne, la Syrie et la Tunisie) et 3 laboratoires non méditerranéens (la Norvège et le

Royaume-Uni, de la région de la Convention OSPAR). Les résultats de cet exercice ont montré une excellente performance de tous les laboratoires lors de la mesure de la stabilité de la membrane lysosomale et une très bonne performance lors de la mesure de la teneur en métallothionéine. De plus, un cours de formation sur la mesure de deux biomarqueurs (la stabilité de la membrane lysosomale et la fréquence des micronoyaux) a également été organisé par DiSAV en Alessandria, Italie, en 2010, avec la participation de 15 scientifiques de 10 pays (l'Algérie, la Croatie, l'Égypte, la Grèce, l'Italie, le Maroc, la Slovénie, l'Espagne, la Tunisie et la Turquie) et avec la contribution de plusieurs scientifiques du ICES-OSPAR (du Royaume-Uni).

Compte tenu du travail déjà réalisé, des résultats des exercices d'interétalonnage et de la publication des documents pertinents rédigés par les scientifiques méditerranéens qui sont impliqués dans le programme MED POL sur la surveillance des effets biologiques, un réseau de laboratoires a été établi dans la région méditerranéenne ayant la capacité d'effectuer des activités de biosurveillance en conformité avec les nouvelles exigences en matière de surveillance qui seront définies dans le cadre de l'Approche écosystémique sur la gestion des activités humaines dans le bassin méditerranéen.

En général, la surveillance des effets biologiques relatifs aux contaminants doit être coordonnée avec la surveillance des contaminants chimiques à un coût rentable, effectuant des échantillonnages, quand c'est possible, dans le même cadre temporel.

Développement de normes d'évaluation pour la définition des valeurs seuils pour les effets biologiques

Similairement aux concentrations des contaminants, ICES/OSPAR a proposé deux/trois catégories pour évaluer les effets biologiques observés, en utilisant deux critères d'évaluation: les Critères d'Evaluation de Base (BAC) et les Critères d'Evaluation Environnementale (EAC) (Davies et al., 2012). Evaluer les réponses des biomarqueurs par rapport aux critères BAC et EAC permet d'établir si les réponses mesurées sont à des niveaux qui ne causent pas d'effets biologiques délétères, à des niveaux où les effets biologiques délétères sont possibles ou à des niveaux où il est probable que les effets biologiques délétères soient à long terme. Dans le cas des biomarqueurs d'exposition, seuls les BAC peuvent être estimés alors que les biomarqueurs d'effets BAC et EAC peuvent être établis. Toutefois, contrairement aux concentrations de contaminants dans les matrices environnementales, les réponses biologiques ne peuvent être évaluées contre des valeurs directrices, compte non tenu des facteurs, tels les espèces, le genre, l'état de maturation, la saison et la température.

Il est prévu, dans les années à venir, que l'étendue des groupes d'experts consiste à préparer un manuel adapté pour établir des réponses de base (BAC) et, quand c'est possible, formuler des Critères d'Evaluation Environnementale (EAC) pour des biomarqueurs sélectionnées parmi les espèces méditerranéennes.

Parmi les défis de l'évaluation de l'état de santé des organismes utilisant les critères d'évaluation, on trouve la stratégie visant à intégrer les résultats à variables multiples obtenus. L'approche récemment développée par l'ICES a été basée sur une évaluation de réponses uniques par les critères d'évaluation, pour les noter ensuite dans le cadre d'un processus à plusieurs étapes pour parvenir à une évaluation finale de risques (Davies and Vethaak, 2012).

Parmi les biomarqueurs proposés du second volet, le biomarqueur de la fréquence des micronoyaux est le seul à pouvoir indiquer la présence de substances chimiques génotoxiques dans l'environnement, en particulier dans des sites fortement pollués par des hydrocarbures aromatiques polycycliques et dans des organismes qui peuvent aussi être considérés comme des fruits de mer. Compte tenu de

l'inquiétude croissante causée par la présence de génotoxines dans la mer, l'application des essais cytogénétiques à des espèces écologiquement pertinentes offre la possibilité d'effectuer de premiers tests sur la santé en matière de l'exposition aux contaminants. L'activité de l'acétylcholinestérase constitue un biomarqueur avec un bon rapport coût-efficacité, qui détecte les effets neurotoxiques des polluants, particulièrement les pesticides, et qui peut être appliqué avec des instruments disponibles dans les laboratoires des Parties contractantes. Sa réactivité a également été démontrée sur de divers autres groupes de substances chimiques présentes dans le milieu marin, y compris les métaux lourds et les hydrocarbures. Les études de laboratoire et les études de terrain ont démontré l'applicabilité de la survie anoxique/aérienne comme un indicateur d'alerte précoce du stress provoqué par les contaminants. La réduction de la survie dans l'aire où le stress s'ajoutant au stress (SoS) est une simple réponse à bas coût de l'ensemble de l'organisme et peut montrer les altérations provoquées par les polluants dans la physiologie d'un organisme qui rend l'animal plus sensible aux changements environnementaux supplémentaires. Les mollusques bivalves peuvent survivre pendant une longue période dans l'air. Mais les individus, stressés en raison de l'exposition, au préalable, aux polluants, ont expérimenté une plus grande mortalité que les contrôles ou les individus collectés à partir d'un site référence. La méthode visant à déterminer le SoS dans les moules a été appliquée d'une manière routinière aux moules exposées à des substances toxiques dans des études de laboratoire et à des moules collectées dans le cadre des programmes de surveillance nationaux d'environnements pollués et selon des gradients de pollution. Cependant, vu le nombre d'échantillons à analyser et les installations disponibles dans les laboratoires des Parties contractantes, il est possible de déterminer le meilleur nombre d'autres biomarqueurs de ce type qui seront progressivement introduits dans le programme de surveillance des effets biologiques.

Tout en reconnaissant qu'il n'y a pas beaucoup de techniques propres à chaque contaminant qui permettent de mesurer les réponses et les réactions à l'intérieur des organismes marins lorsqu'ils sont exposés à des contaminants spécifiques, la technique spécifique la plus largement utilisée est la mesure des effets des TBT (imposex) sur les gastéropodes, dans laquelle un lien de cause à effet a été mis en place. Bien qu'il soit nécessaire de développer et de tester plus de techniques d'effets biologiques propres à chaque contaminant pour quantifier le BEE, ce qui représente un problème à régler dans la phase de la mise en œuvre de l'EcAp, il est possible d'utiliser les informations disponibles concernant les seuils des TBT pour atteindre le BEE, provenant d'autres régions (Davies and Vethaak, 2012) afin de proposer des seuils d'effets similaires pour la Méditerranée.

5. Surveillance des événements de pollution aiguë pour effectuer la quantification des déversements chimiques aigus, en particulier le pétrole et ses produits, sans exclure les autres

L'Approche écosystémique du PAM vise la protection de l'environnement contre les déversements pétroliers et chimiques à l'aide d'une couverture cohérente et un niveau de protection égal sur tout le bassin de la Méditerranée. Plusieurs structures organisationnelles et régimes d'intervention d'urgence sont mis en place afin de détecter et lutter contre les déversements aigus. Dans le cadre de la Convention de Barcelone, le Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (REMPEC) est responsable de la prévention, de la préparation et de l'intervention concernant la pollution marine. À cet égard, la base de données du Centre sur les alertes et les accidents dans la mer Méditerranée contient des données sur les accidents qui provoquent ou

peuvent provoquer une pollution de la mer par les hydrocarbures (depuis 1977) et par d'autres substances nocives (depuis 1989).²⁹

Certes, les dispositions existantes ne pourraient laisser place à aucun chevauchement ou double travail, mais les directives sur la surveillance devraient ici faire en sorte que tous les aspects soient couverts par les différentes structures, que les informations de surveillance soient échangées entre les réseaux et que le potentiel d'une surveillance intégrée avec un bon rapport coût-efficacité soit exploité.

L'objectif opérationnel contient deux critères différents :

- La présence, l'origine, l'étendue.
- L'impact sur le biote physiquement touché.

Les efforts de surveillance peuvent donc utiliser les méthodes suivantes pour la quantification :

- La quantification des déversements d'hydrocarbures et d'autres substances chimiques et leur ampleur à travers l'observation et la présentation des rapports.
- Les images radar satellite, l'observation de l'avion et les approches d'imagerie.
- Le suivi des déversements des hydrocarbures jusqu'à leur source par la modélisation à postériori.
- L'identification des empreintes grâce à l'analyse chimique (GC-MS) et à l'aide de la comparaison avec toute source possible.

La structure organisationnelle selon laquelle la surveillance des déversements d'hydrocarbures ou d'autres substances chimiques est opérée en vertu de la Convention de Barcelone est le REMPEC. Les États côtiers méditerranéens qui sont des Parties contractantes au Protocole 2002 de la Convention de Barcelone relatif à la prévention et les situations critiques, se sont engagés (selon l'article 9 dudit Protocole) à s'informer mutuellement, directement ou par l'intermédiaire du Centre régional (c.à.d. le REMPEC) au sujet de :

(a) tous les accidents qui causent ou peuvent causer une pollution de la mer par les hydrocarbures et par toute autre substance nocive ;

(b) la présence, les caractéristiques et l'étendue des nappes d'hydrocarbures ou d'autres substances nocives repérées en mer et qui sont susceptibles de présenter une menace grave et imminente pour le milieu marin, pour les côtes ou les intérêts connexes d'une ou de plusieurs Parties ;

(c) leurs évaluations et toute action entreprise ou prévue pour lutter contre la pollution ;

(d) l'évolution de la situation.

En ce qui concerne leurs obligations en vertu de l'article 9 précité du Protocole relatif à la prévention et les situations critiques, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont adopté, lors de leur 5^{ème} réunion ordinaire, la directive relative à la coopération en matière de la lutte contre la pollution de la mer Méditerranée (PNUE/IG. 74/5, PNUE/PAM, 1987) qui recommande aux Parties

d'informer le REMPEC d'au moins tous les nappes ou les rejets d'hydrocarbures qui dépassent les 100 mètres cubes.³⁰

L'Article 18 du Protocole de la Convention de Barcelone sur la Production de la Mer Méditerranée contre la Pollution résultant de l'Exploration et de l'Exploitation du Plateau Continental, du Fond marin et de son Sous-Sol, stipule que, dans les cas d'urgence, les Parties Contractantes sont tenues d'appliquer mutatis mutandis les dispositions du Protocole d'Urgence.

6. Surveillance des contaminants dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine

Substances à surveiller

La surveillance des contaminants dans les biotes destinés à la consommation humaine mesure uniquement les contaminants dans les poissons et les autres fruits de mer auxquels certaines limites réglementaires ont été imposées dans les réglementations nationales et internationales pour des raisons de santé publique³¹. La portée d'une augmentation de certains contaminants dans le milieu marin à travers l'analyse des tendances doit être considérée comme un élément important pour l'inclusion dans la surveillance des fruits de mer. De même, lorsque les résultats de la surveillance des contaminants dans le milieu marin indiquent une très faible probabilité de concentrations élevées dans les poissons et les fruits de mer qui sont destinés à la consommation humaine, il n'est pas justifié d'effectuer davantage de surveillance sur ces produits.

La surveillance doit au moins examiner les contaminants suivants pour lesquels des limites réglementaires ont été fixées : les métaux lourds (le plomb, le cadmium et le mercure), les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les dioxines (y compris les PCB de type dioxine). En outre, d'autres contaminants de pertinence doivent être identifiés.

Les espèces

Le choix des espèces à utiliser pour la surveillance doit tenir compte des critères suivants :

- Les espèces dans lesquelles certaines classes de contaminants sont plus susceptibles à s'amplifier et à s'accumuler biologiquement.
- Les espèces représentatives des différents niveaux ou habitats trophiques.
- Les espèces représentatives pour l'ensemble de la (sous-)région.
- Les espèces représentant les habitudes de consommation.

des marins affectés par l'exposition à des composés organostanniques. *Matt Gubbins, Jakob Strand, John Thain, et Ian M. Davies*. Le rapport « Cooperative Research » du ICES n° 315.

ion%20in%20combating%20marine%20poll%20in%20the%20med.pdf"

<http://www.rempec.org/admin/store/wytwigImg/file/News/Forthcoming%20Meetings/MEDEXPOL2013/E-%20Reference%20Documents/E-%20REMPEC%20-%20Guidelines%20for%20co-operation%20in%20combating%20marine%20poll%20in%20the%20med.pdf>

³¹ Vous pouvez consulter une liste des concentrations maximales des contaminants dans les aliments, fixée par la Commission du Codex Alimentarius et de l'OAA/OMS, sur : ftp://ftp.fao.org/codex/Meetings/cccf/cccf7/cf07_INFe.pdf

En outre, il serait souhaitable, afin de faciliter la comparaison des résultats de surveillance entre les (sous-)régions, de choisir un nombre limité d'espèces cibles parmi les espèces de poissons et d'autres fruits de mer les plus consommées.

Prélèvement d'échantillons

Seuls les produits non transformés doivent être échantillonnés à des fins de surveillance du BEE dans le cadre de l'ECAP. Un élément-clé consistera à analyser les fruits de mer dans la mer à des endroits bien connus. La surveillance des contaminants dans les fruits de mer est menée par les autorités compétentes, qui sont souvent différentes des autorités en charge de l'application de l'ECAP et des activités de surveillance qui y sont associées. Dans ce cas-là, il faut fortement encourager la coopération avec les autorités et les organes environnementaux en charge de la surveillance de la santé. Les sujets de coordination sont les suivants :

- Fournir des informations sur l'origine des échantillons : Le prélèvement d'échantillons des poissons et des fruits de mer ne sera effectué à ce stade que lorsque toutes les conditions nécessaires (par exemple, éviter la contamination croisée, la traçabilité à la (sous-)région, etc.) peuvent être assurées.
- Explorer les synergies dans la surveillance des grands prédateurs marins.
- Échanger les informations sur les données, les approches et les méthodologies entre les institutions chargées de la surveillance de l'environnement et des institutions chargées de la surveillance des risques pour la santé humaine.

7. Surveillance de la pollution microbiologique

Étant donné que la Méditerranée continue d'attirer chaque année un nombre toujours croissant de touristes locaux et internationaux qui, parmi leurs activités, utilisent la mer à des fins récréatives, la question de la surveillance de la pollution microbiologique potentielle revêt une importance particulière. Même si la situation générale s'est considérablement améliorée dans plusieurs parties de la région avec la mise en place d'usines de traitement des eaux usées et la construction d'émissaires, cette question reste une cause de préoccupation majeure dans un certain nombre de domaines, où la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives doit être régulièrement surveillée.

Les lignes directrices révisées de la Méditerranée pour les eaux de baignade ont été formulées en 2007 sur la base des directives de l'OMS pour « la sécurité des eaux de baignade » et de la directive de la CE pour « les eaux de baignade ». La proposition a été formulée dans le but de fournir des critères et des normes actualisés qui peuvent être appliqués dans les pays méditerranéens et d'harmoniser leurs législations afin de fournir des données homogènes.

Les valeurs convenues pour la région méditerranéenne au COP 17 (décision IG.20/9, les critères et les normes pour la qualité des eaux de baignade dans le cadre de la mise en œuvre de l'article 7 du Protocole tellurique (PNUE/PAM, 2012) sont présentées dans le tableau 9.2 et peuvent être utilisées pour définir le BEE et donner une indication sur les agents pathogènes dans les eaux de baignade.

Par définition, la surveillance de l'évaluation du BEE des eaux de baignade doit être effectuée près du littoral, mais le seuil est valable au niveau régional. Par conséquent, il est possible de définir les valeurs de la catégorie A ou B comme un seuil du BEE pour la concentration des entérocoques intestinaux dans les eaux de baignade de la Méditerranée.

Tableau 7. Critères de la qualité des eaux pour la concentration des entérocoques intestinaux dans les eaux de baignade

Catégorie	A	B	C	D
Valeurs limites	<100*	101-200*	185**	>185**(1)
Qualité des eaux	Excellente qualité	Bonne qualité	Suffisante	Qualité médiocre/ Action immédiate

* Au 95^{ème} percentile entérocoques intestinaux /100 ml (en appliquant la formule 95^{ème} percentile = antilog ($\mu + 1,65 \sigma$))

** 90^{ème} percentile entérocoques intestinaux/100 ml (90^{ème} percentile = antilog ($\mu + 1,282 \sigma$)), μ = calculer la moyenne arithmétique des valeurs log10 ; σ = calculer l'écart type des valeurs log10.

8. Assurance et Contrôle de la Qualité

La précision et la comparabilité des données collectées représentent une condition-clé pour l'évaluation et la description de l'état environnemental et pour l'évaluation des influences anthropiques et les mesures requises. Les mesures de l'assurance (QA) et du contrôle (QC) de la qualité veillent à ce que les résultats de la surveillance du niveau de qualité soient obtenus dans la Région Méditerranéenne et en tout temps.

De nombreux efforts ont été déployés par le Secrétariat du PAM afin que les Parties Contractantes soient en position de produire des données précises portant sur les contaminants marins. Aux fins de l'EcAp, PNUE/PAM – MED POL continuera à collaborer avec l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) et le Laboratoire des Etudes Environnementales Marines spécifique (MESL), basé à Monaco.

Le MESL produit des Matériaux de Référence Certifiés (pour les éléments-traces dans les sédiments et le biote marin) et développe des Méthodes Analytiques Recommandées adaptées, pour l'analyse des contaminants dans les échantillons marins. De même, en collaboration avec les Organisations Régionales et les autorités nationales, le MESL organise des Tests de Compétence et des Cours de Formation sur l'analyse des contaminants préoccupants.

Le MESL continuera à collaborer d'une manière étroite avec le Secrétariat pour couvrir les conditions de précision et de comparabilité des données collectées dans le cadre du programme de l'EcAp pour la surveillance des contaminants. Les Parties sont fortement encouragées à participer, d'une manière consistante, dans les activités régulières respectives qui seront organisées pour consolider les QA/QC dans leurs laboratoires analytiques.

9. Méthodes de référence et lignes directrices pour la surveillance de la pollution marine en vertu du PAM/PNUE – MED POL

Dans le cadre du Programme pour les mers régionales, le PNUE/PAM aide les Parties contractantes de la Méditerranée à évaluer l'état du milieu marin et de ses ressources, les sources et les tendances de la pollution, ainsi que l'impact de la pollution sur la santé humaine, les écosystèmes marins et les aménités. Afin d'aider les pays et veiller à ce que les données obtenues par le biais de cette évaluation puissent être comparées sur une base mondiale et contribuer ainsi au système de surveillance de l'environnement mondial (GEMS) du PNUE, le PNUE/MAP a mis au point un ensemble de méthodes et de règles de référence à appliquer dans les études sur la pollution marine, qui couvrent les aspects techniques de la surveillance, du prélèvement d'échantillons, de la préservation et de l'analyse, et a recommandé qu'elles soient adoptées par les gouvernements participant au Programme pour les mers régionales. Les méthodes et les règles ont été élaborées en collaboration avec les organismes spécialisés compétents du système des Nations Unies (l'OMS, la FAO, l'AIEA, la COI), ainsi que d'autres organisations, et sont testées par des experts compétents. Elles sont révisées périodiquement en tenant compte de l'évolution de notre connaissance du problème, de l'instrumentation analytique et des besoins réels des utilisateurs. Le Laboratoire de l'Environnement marin de l'Agence internationale d'énergie atomique (AIEA) à Monaco est responsable de la coordination technique du développement, de l'examen et de l'interétalonnage des Méthodes de référence.

Les Méthodes de référence conçues pour l'analyse des polluants dans l'eau, les sédiments et le biote, dans le cadre du PNUE/PAM – MED POL, peuvent être consultées sur le site web www.unepmap.org (sous la rubrique : Documents et publications; Ressources de la bibliothèque ; Méthodes de référence). Une liste des méthodes de référence du PNUE pour les contaminants chimiques sélectionnés est fournie à l'Annexe I. Le PNUE/PAM met actuellement à jour certaines directives et méthodes de référence.

VI. ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE 10 : LES DÉCHETS MARINS

1. Introduction

Dans le système PNUE/PAM Convention de Barcelone/Protocole «tellurique», la surveillance des déchets marins est régulée au moyen du Plan régional sur la gestion des déchets marins, ci-après dénommé «PRDM», adopté par la CdP18, en 2013, les Décisions IG 21/7 et IG 21/3 sur l'« Approche écosystémique», comportant l'adoption des définitions du Bon état écologique et des cibles. Cette dernière précise les principaux objectifs écologiques et opérationnels concernant les déchets marins, ainsi qu'une série de trois indicateurs sur l'état des DM.

L'Article 12 du PRDM prévoit un Programme de surveillance des déchets marins en Méditerranée, qui sera en synergie avec les directives internationales et régionales pertinentes y compris le travail réalisé dans le cadre de la DCSMM UE.

La réunion CORGEST ECAP de février 2014 a adopté les indicateurs communs ECAP sur les déchets marins. En outre, les programmes de surveillance des déchets marins doivent indiquer les sources et les activités entraînant la production de déchets marins et surtout, indiquer si les stratégies adoptées de gestion/atténuation des déchets marins sont efficaces, ou si elles nécessitent des adaptations supplémentaires. De plus, la surveillance doit faciliter l'évaluation de l'impact écologique, financier et social des déchets (menaces pour le biote marin et dommages causés à la santé, au tourisme, aux loisirs, etc.). Tous ces aspects supplémentaires de la surveillance seront abordés ultérieurement. L'objectif de ce document est d'aborder les principaux éléments pour la mise en place de la surveillance des déchets marins afin d'évaluer et surveiller leur état et leur impact sur le milieu marin et côtier de la Méditerranée, en vue d'atteindre le Bon état écologique dans le cadre de l'EcAp.

En ce qui concerne l'eutrophisation et les contaminants, la surveillance des déchets marins n'a pas été traitée précédemment dans le cadre du Programme MED POL, et de fait, son intégration directe aux programmes de surveillance MED POL existants peut être difficile. Cependant, il y a beaucoup à gagner en combinant la collecte de données liées aux déchets marins pour l'ECAP avec d'autres programmes de surveillance existants, à la fois pour les Objectifs écologiques de l'ECAP et pour d'autres exigences régionales (à savoir CGPM, ACCOBAMS).

Lors de la préparation du présent document, une attention particulière a été accordée à deux documents importants sur la surveillance des déchets marins, à savoir les Lignes directrices opérationnelles du PNUE pour une évaluation complète des déchets sur les plages (Operational Guidelines for Comprehensive Beach Litter Assessment) (Cheshire *et al.* 2009) et « Guide de surveillance pour les déchets marins dans les mers européennes » (Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas) produites entre 2012 et 2013 par le Groupe opérationnel de l'Union européenne sur les déchets marins (TSG ML). Les deux documents précités sont présentés en tant que documents d'information dans UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.4 et UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5

Les aperçus récents par le PNUE (Cheshire *et al.*, 2009) et par la NOAA, (Opfer *et al.* (2012), sont les aperçus les plus complets et utiles pour les méthodes de surveillance sur la côte. L'aperçu du PNUE inclut une comparaison approfondie des enquêtes, méthodes et protocoles de surveillance existants concernant les déchets marins dans le cadre desquels les enquêtes relatives aux plages ont été

réalisées. Une grande partie de l'information comprise dans le rapport TSG ML pour la surveillance des déchets sur les plages est tirée des Lignes directrices opérationnelles du PNUE pour une évaluation complète des déchets sur les plages (Cheshire *et al.*, 2009) et du guide de terrain NOAA (Marine Debris Shoreline Survey Field Guide) (Opfer *et al.*, 2012).

L'objectif du Guide de surveillance pour les déchets marins dans les mers européennes est de fournir aux États membres de l'UE des recommandations et des informations nécessaires afin d'harmoniser les programmes de surveillance des déchets marins. Le rapport décrit des protocoles et formule des observations spécifiques pour la collecte, le rapport et l'évaluation des données sur les déchets marins, en particulier les déchets sur la plage, les déchets flottants, les déchets sur le fond marin, les déchets dans le biote et les microdéchets.

Le guide de surveillance TSG ML a été développé par le biais d'un programme de coopération impliquant la Commission européenne, tous les États membres de l'UE, les pays candidats et la Norvège, des organisations internationales, y compris les Conventions mers régionales, d'autres parties prenantes et organisations non gouvernementales. Le document doit être considéré comme présentant une position consensuelle informelle sur les meilleures pratiques convenues par tous les partenaires. Abordant un sujet en cours de développement au moyen d'efforts de recherche accompagnés d'une expérience en évolution rapide, ce guide est perçu comme un document vivant à examiner régulièrement.

Tous les protocoles suggérés par TSG ML visent principalement à évaluer l'état et les cibles environnementales. Tous les protocoles peuvent fournir des données quantitatives et permettre l'évaluation des tendances. Le protocole relatif aux déchets sur les plages est également conçu pour identifier les sources en faisant appel à une liste détaillée d'éléments identifiables, tandis que d'autres protocoles peuvent y parvenir également, par le biais de leurs listes d'objets, mais aussi en modifiant la stratégie d'échantillonnage (où et quand prendre les échantillons) afin de faire correspondre les éventuels effets des mesures spécifiques.

Dans l'analyse des protocoles, les questions liées à la compatibilité et la cohérence ont été importantes. La plupart des protocoles proposés peuvent être appliqués au moyen de l'échelle des mers régionales. Toutefois, certains protocoles pour les déchets dans le biote ne peuvent être identiques, pour la simple raison que les espèces proposées ne se retrouvent pas dans les Mers régionales.

Une analyse complète des risques doit idéalement inclure une connaissance quantitative des dommages. Une analyse des dommages sera un domaine prioritaire dans le travail futur. En l'absence de données quantitatives suffisantes sur les dommages, l'approche fondée sur les risques est choisie au moyen d'une évaluation de l'emplacement où les quantités de déchets sont susceptibles d'être les plus élevées ou le type de déchets ayant les effets les plus importants (par ex. microplastiques). Déjà dans les sélections des protocoles, un certain degré d'approche fondée sur les risques est utilisé. Par exemple, il est proposé de mesurer les déchets à la surface de la mer plutôt que dans l'ensemble de la colonne d'eau, parce que les études pilotes indiquent que les quantités de déchets sont plus élevées à la surface de la mer. De même, les protocoles pour la surveillance du fond marin proposent d'évaluer les lieux où les déchets ont tendance à s'accumuler (par ex. aux moyens d'études pilotes ou modélisation océanographique) et d'ensuite diriger la surveillance vers une telle région. S'il peut se révéler difficile de généraliser les résultats de ce type de surveillance à d'autres zones, de telles stratégies sont conformes à une approche fondée sur les risques.

Comme il a été mentionné plus haut dans le document, en raison de l'absence d'expérience dans le domaine de la surveillance des déchets marins au sein du Programme MEDPOL, le Secrétariat a développé le présent document de travail en puisant grandement dans le travail de la DCSMM UE et plus précisément dans le document intitulé « Guide de surveillance pour les déchets marins dans les mers européennes ».

Un nombre considérable de citoyens, de communautés (ONG, initiatives de la société civile) et d'instituts et d'associations pour la protection de l'environnement à travers la Méditerranée participent déjà à des activités pour la lutte contre les déchets marins. L'objectif consisterait à leur permettre de participer à une tentative régionale méditerranéenne pour traiter des questions des déchets marins à travers le MLRP et permettre aux réseaux des citoyens à contribuer à améliorer la base des preuves nécessaires pour réaliser les principaux objectifs de l'EcAp.

2. Mise en place d'un cadre de surveillance pour les déchets marins en Méditerranée

La Décision IG.21/3 des Parties contractantes à la Convention de Barcelone de la CdP18 (Istanbul, décembre 2013) sur l'Approche écosystémique inclut des définitions de BEE et des cibles pour les indicateurs concernant les déchets marins. Ces indicateurs se réfèrent aux déchets rejetés sur le rivage ou déposés sur le littoral, aux déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques et sur le fond marin et les déchets ingérés ou emmêlant les organismes marins, en particulier les mammifères marins, les oiseaux marins et les tortues marines.

Le respect des exigences de l'ECAP en matière de surveillance est un défi majeur et les ressources pour la surveillance peuvent être limitées. Les Parties contractantes décident ainsi ce qu'il faut surveiller et s'il est primordial d'évaluer les quantités de déchets dans tous les compartiments environnementaux mentionnés ci-dessus. Il est ensuite important de se souvenir que ces différents compartiments peuvent indiquer différentes voies et puits pour les déchets marins et ne se substituent pas nécessairement l'un à l'autre.

Notre compréhension actuelle des déchets dans le milieu marin, qui est fondée sur les informations concernant uniquement un sous-ensemble de ces compartiments, n'est pas suffisante pour tirer des conclusions concernant les tendances et les quantités de déchets, dans les différentes catégories de tailles, dans l'ensemble du milieu marin. Les indicateurs pour le biote ont une fonction différente, mais non moins importante : ils fournissent une indication des dommages possibles. En outre, les compartiments sélectionnés pour la surveillance doivent également fournir des informations pour l'identification des sources, non seulement en termes de nature et de finalité des objets, mais également leur source originelle (qui peut être liée à une élimination non appropriée ou accidentelle) et la voie par laquelle le déchet individuel a pénétré l'environnement marin. Encore une fois, cela peut varier selon les différents compartiments. En même temps, il est reconnu que les protocoles/méthodes tels que ceux listés dans le rapport TSG ML ont différents degrés de maturité, dans la mesure où ils sont testés sur le terrain et sont d'usage courant.

Les Parties contractantes peuvent hésiter à initier des programmes de surveillance de grande envergure, sur la base des méthodes/protocoles qui peuvent nécessiter des tests supplémentaires. Il est fortement recommandé que les Parties contractantes, qui ont actuellement prévu de surveiller uniquement un sous-ensemble de compartiments environnementaux, de lancer un petit projet pilote de recherche ou de développement dans d'autres compartiments. Cela fournirait des données de masse afin de prendre une décision éclairée concernant les programmes de surveillance futurs et à grande

échelle. Sans informations concernant les tendances et les quantités, dans tous les compartiments marins, une approche fondée sur les risques à la surveillance et aux mesures des déchets est impossible.

2.1. Certaines considérations générales sur les sites examinés : stratégies de sélection des sites

La stratégie utilisée pour sélectionner des sites est en partie une question statistique/technique, mais est principalement liée à l'objet de la surveillance, une décision à prendre lorsqu'une stratégie de surveillance est définie. La stratégie de sélection du site a des conséquences fondamentales pour l'analyse de la surveillance et sélectionne la méthode de surveillance. Les programmes de surveillance ne sont pas compatibles ou comparables s'ils utilisent les mêmes méthodes d'enquête, mais différentes stratégies de sélection des sites (par ex. une sélection spéciale de sites sur la base des niveaux de pollution aux déchets, ou une sélection aléatoire de sites).

Les principes de la stratégie pour la sélection de sites sont décrits dans de nombreux manuels sur les statistiques et la surveillance. Sur un plan fondamental, il est soit possible de choisir les sites individuellement, parce qu'ils ont des caractéristiques présentant un certain intérêt, soit au moyen d'une stratégie représentative utilisant une sélection aléatoire de sites répondant à certains critères.

Les sites peuvent être choisis individuellement parce qu'ils présentent certaines caractéristiques, comme certaines valeurs environnementales ou sociétales. Par exemple, la sélection d'une plage accueillant un nombre élevé de visiteurs, parce qu'elle est située dans un endroit en particulier, ou simplement parce que le site possède une quantité importante de déchets. En général, le site est revisité durant les enquêtes subséquentes pour évaluer les tendances. L'avantage de cette approche est que plusieurs sites sont sélectionnés parce qu'ils partagent les mêmes caractéristiques, la charge en déchets reçue devrait être plus proche que les sites sélectionnés aléatoirement et de cette façon, la variation sera inférieure. Dans cette optique, la capacité à détecter des tendances statistiquement importantes sera renforcée. Le principal inconvénient de la stratégie est que les sites individuels sont choisis délibérément pour des caractéristiques particulières et sont ainsi différents d'autres sites. Ainsi, ils peuvent être moins appropriés pour tirer des conclusions concernant les niveaux moyens de déchets, etc. pour une région donnée. Cela peut également accroître la difficulté au niveau de l'interprétation des résultats statistiques pour des raisons techniques et philosophiques.

Les sites peuvent être choisis de façon aléatoire parmi un nombre important d'éventuels sites, répondant à certains critères basés sur la méthode et l'objectif de la surveillance. Les sites peuvent être revisités ou choisis pour chaque surveillance ; la question importante concerne la manière dont ils ont été sélectionnés au départ, par ex. sélection aléatoire parmi de nombreux sites possibles. L'avantage principal de cette stratégie est que les résultats peuvent être extrapolés à d'autres éventuels sites, à savoir, nous pouvons utiliser les résultats afin de tirer des conclusions sur des zones plus vastes. Néanmoins, la variation entre les sites peut être importante, rendant difficile et coûteux de cerner les tendances statistiquement significatives.

En pratique, ces deux stratégies sont rarement utilisées dans leur forme pure. Au contraire, une combinaison parfois intitulée « stratégie d'échantillonnage aléatoire stratifiée ». Les sites conformes aux critères sont (plus ou moins) choisis de façon aléatoire. Les critères peuvent inclure des facteurs géographiques, environnementaux, sociétaux et autres. Un exemple serait de choisir des sites à proximité des ports, afin de surveiller les effets de la pollution portuaire et/ou les sites situés dans des zones relativement éloignées, afin de surveiller les niveaux de pollution à grande échelle sans l'influence des sources locales. Cette méthode est compatible avec une approche fondée sur les

risques. La priorité doit être accordée aux programmes de surveillance mesurant l'état et les tendances environnementales sur les sites où les risques sont plus importants. Les critères pour la sélection du site doivent ainsi être fondés sur la prévision de potentiels dommages. La prévision de potentiels dommages peut être fondée sur une connaissance pratique des valeurs environnementales les plus sensibles aux dommages. Toutefois, la compréhension actuelle de la manière dont différentes espèces ou biotopes réagissent aux déchets est insuffisante et doit être examinée plus en détail. Une autre approche des dommages peut être fondée sur les aspects particulièrement « précieux » pour la société pour d'autres raisons, par exemple économiques, sociales ou environnementales. Une autre approche consiste à considérer que les dommages sont plus susceptibles de se produire dans des zones/environnements où il y a beaucoup de déchets et sur des sites sélectionnés sur la base d'une surveillance afin de les identifier. Tandis que cette option peut être pratique et avoir un sens en ce qui concerne les besoins sociétaux, il est important de se souvenir que nous ne savons pas si les tendances statistiques de tels sites sont représentatives d'autres sites (probablement pas), mais représentent le scénario « le plus défavorable ».

Une manière d'exploiter au mieux les ressources limitées est de tirer profit d'autres études et programmes dans lesquels la surveillance des déchets peut être intégrée (que l'on appelle « possibilités de réduire les coûts »). Un exemple consiste à combiner la surveillance des déchets sur le fond marin avec le chalut scientifique pour une estimation de la biomasse des ressources halieutiques (comme dans la Campagne internationale de chalutage démersal en Méditerranée, MEDITS). Dans un tel cas, la sélection des sites est conçue pour le programme de surveillance original et les représentations d'autres régions sont déjà définies. Lorsqu'un tel système est utilisé, il est important d'analyser la stratégie d'échantillonnage afin d'évaluer si elle convient également à la surveillance des déchets.

En ce qui concerne les déchets marins, une stratégie d'échantillonnage aléatoire et stratifié est préconisée le cas échéant. En outre, il est également recommandé que les objectifs des programmes de surveillance définissent le critère de sélection des sites. Une simplification est nécessaire lorsque les ressources sont limitées et la concentration des efforts de surveillance constitue le résultat logique.

Surveillance pour l'analyse des tendances : puissance statistique ou combien de sites d'échantillonnage sont nécessaires pour déceler un changement ?

La capacité d'un programme de surveillance à montrer une tendance ou une différence statistiquement significative est appelée la puissance statistique. La puissance statistique est influencée par l'ampleur de la tendance, la variation et le nombre d'expériences identiques (ou répliques).

L'ampleur de la tendance est une caractéristique de l'effet combiné de l'environnement et notre (mauvaise) gestion des déchets. À cet égard, l'ampleur de la tendance dépend des actions prises contre les déchets. Lors de la conception d'un programme de surveillance, une décision importante concerne l'ampleur du changement que nous souhaitons détecter. Il est bien entendu plus facile de détecter une grande tendance qu'une petite tendance. Plus l'ampleur que nous souhaitons détecter est petite, plus il est important que le programme de surveillance soit complet. Si les plans d'action pour contrer les déchets marins visent à réduire de manière significative les quantités de déchets, alors les programmes de surveillance peuvent détecter les vrais changements.

Le nombre d'expériences identiques est facile à changer en raison des ressources suffisantes. Les répliques, dans le cas des tendances en matière de déchets, sont une combinaison de sites de surveillance et du nombre de surveillances. En utilisant la même quantité de sites, la capacité de détection d'une tendance significative augmente avec le temps. Dans les programmes de surveillance,

souvent complexes et disposant de multiples couches temporelles et spatiales, le nombre effectif de répliques est moins facile à définir.

La variation parmi les répliques est une caractéristique du système étudié. Tous les systèmes biologiques ont tendance à être variables. Dans une certaine mesure, nous pouvons influencer cela en disposant de protocoles de surveillance et de mécanismes d'évaluations de la qualité bien définis, afin de minimiser la variation ajoutée due aux manipulations. Cependant, plus importante encore, est la capacité à réduire les variations parmi les sites en introduisant les critères pour l'échantillonnage, tel que décrit dans la section ci-dessus sur les stratégies de sélection des sites. Cela ne consiste pas à tricher ou arrondir les angles, mais il est important de réaliser que la possibilité d'extrapoler les sites non échantillonnés se réduit.

Le point commun aux trois facteurs influençant la puissance statistique est qu'il s'agit de cas spécifiques. Il n'est pas possible de fournir des conseils généraux concernant le nombre de répliques qui sont adéquates, excepté pour dire que plus il y en a, mieux c'est. Premièrement, les décisions concernant l'objectif d'un programme de surveillance spécifique et ce que doivent représenter les sites doivent être prises. Ensuite, une estimation des variations est nécessaire. Idéalement, les données concernant les variations doivent provenir d'une étude pilote utilisant les mêmes sites. Autrement, les données de programmes similaires peuvent être utilisées. Seulement alors pourront être effectués les calculs de la puissance statistique, et ainsi sera-t-il possible de parvenir au nombre requis de sites pour le programme de surveillance.

Un fait important et encourageant est qu'il est intéressant de lancer le programme de surveillance même si les ressources initiales sont limitées. Les données initiales pour la surveillance peuvent néanmoins être utilisées pour l'analyse subséquente de la tendance (mais avec une puissance statistique réduite), mais, qui plus est, les données collectées peuvent être utilisées pour affiner la conception du programme, y compris les calculs de puissance.

Les calculs de puissance pour la surveillance des déchets, utilisant des méthodes suggérées dans ce rapport, ont été réalisés pour certains protocoles, par ex. le protocole concernant l'ingestion de déchets par les oiseaux marins, appliqué pour les fulmars.

Un éventuel défi dans la surveillance temporelle des microparticules

Les microparticules dans le milieu marin peuvent y entrer directement par les fragments d'étoffe synthétique, les particules de plastiques utilisées dans les cosmétiques ou les solvants industriels, etc., mais elles peuvent également provenir de la fragmentation progressive de morceaux ou objets plus larges, déjà présents dans la mer. Si la première source est dominante, des conclusions peuvent être tirées de la fluctuation des tendances. Si la dernière source est la principale, le cas est plus problématique. Il est alors possible d'interpréter les tendances croissantes ou à la baisse en tant qu'entrée nette de fragments ou microplastiques dans l'environnement, lorsque l'augmentation peut être causée par des changements dans la fragmentation des particules plus larges, à savoir, non causée par un changement dans la quantité globale de déchets marins.

2.2. Quelques considérations générales concernant les approches et exigences en matière d'évaluation de la qualité/contrôle de la qualité

Comme d'importantes décisions seront prises sur la base des résultats obtenus grâce aux programmes de surveillance, il est important que les données générées soient de qualité acceptable. Afin d'assurer

la qualité et l'intégrité des données de surveillance sur les déchets marins, un investissement dans le renforcement de la capacité de la coordination et de la gestion de l'enquête au niveau régional, national et local, est nécessaire.

L'utilisation de mesures de contrôle et d'assurance de la qualité, telles que les inter-étalonnages, l'utilisation le cas échéant d'outils de référence et la formation pour les opérateurs doit accompagner la mise en œuvre des protocoles de surveillance adoptés. Ces approches doivent être développées dans le contexte de recherche spécifique.

La valeur des programmes de surveillance peut être renforcée lorsqu'une liste standard de déchets individuels est utilisée comme base pour la préparation des protocoles d'évaluation. Une liste complète des catégories de déchets individuels a été préparée par le TSG ML. L'utilisation de guides de terrains appropriés avec des exemples de chaque type de déchet permettra aux membres de l'équipe d'évaluation (principalement des volontaires) d'être cohérents dans la caractérisation des déchets. De tels guides doivent être associés à la liste complète de déchets individuels et être mis à la disposition sur Internet afin d'accroître la cohérence entre les équipes d'évaluation travaillant sur des sites éloignés.

L'utilisation de listes standards et de définitions de déchets individuels permettra la comparaison des résultats entre les régions et compartiments environnementaux. Les déchets individuels peuvent être attribués à une source donnée, par ex. pêche, transport maritime, etc. ou une forme donnée de dommage, par ex. emmêlement, ingestion, etc. La valeur des résultats de surveillance peut être accrue davantage par l'identification des sources principales de pollutions aux déchets et le potentiel niveau du préjudice que les déchets marins sont susceptibles de causer. Cela permettra une mise en œuvre des mesures plus axée sur les cibles. Au long de la période 2013-2014, le TSG ML va travailler plus amplement sur les approches afin de lier les catégories détaillées de déchets individuels à la source la plus probable et à d'autres paramètres stratégiques importants pouvant permettre la conception et la surveillance de mesures. Le PNUE/PAM pourra également bénéficier de ce travail.

3. Surveillance des déchets échoués sur les rivages et/ou déposés sur le littoral (déchets sur les plages)

3.1. Introduction aux déchets sur les plages

Les aperçus récents par le PNUE l'ouvrage de Cheshire *et al.* (2009), et NOAA, et par Opfer *et al.* (2012), sont les aperçus les plus complets et utiles pour les méthodes de surveillance sur le littoral. L'aperçu du PNUE comporte une comparaison complète des enquêtes, méthodes de surveillance et protocoles d'analyse concernant les déchets marins dans le cadre de laquelle les déchets sur les plages qui ont été évalués. (Cheshire *et al.*, 2009).

Une grande partie des informations contenues dans le Rapport final du TSG ML est tirée des Lignes directrices opérationnelles du PNUE pour une évaluation complète des déchets sur les plages (Operational Guidelines for Comprehensive Beach Litter Assessment) (Cheshire *et al.*, 2009) et du guide de terrain NOAA sur les débris marins (Marine Debris Shoreline Survey Field Guide) (Opfer *et al.*, 2012).

Lors de la conception des évaluations des déchets marins, il convient de faire la différence entre les enquêtes sur le stock actuel, où la charge totale de déchets est évaluée par un calcul unique et

l'évaluation de l'accumulation et les taux de remplissage au cours d'enquêtes répétées de la même étendue avec un retrait initial et subséquent des déchets.

Les deux types d'enquête fournissent des informations concernant la quantité et les types de déchets. Toutefois, seules les enquêtes d'accumulation fournissent des informations sur le taux de dépôt de déchets et les tendances en matière de pollution par les déchets. Comme l'ECAP exige une évaluation des tendances concernant les déchets marins enregistrés sur les zones côtières, seules des méthodes pour l'évaluation de l'accumulation seront recommandées.

Le type d'enquête sélectionné dépend des objectifs de l'évaluation et de l'ampleur de la pollution sur le littoral. Une méthode d'enquête unique a été recommandée par le TSG ML avec différents paramètres spatiaux pour un littoral légèrement ou moyennement pollué et pour les zones côtières extrêmement polluées.

3.2. Protocole harmonisé

Le premier objectif d'un protocole harmonisé consiste à comparer les données sur les déchets des plages entre les différents programmes d'évaluation. La comparaison est difficile si différentes méthodes, différentes échelles spatiales et temporelles, différentes échelles dimensionnelles de types de déchets et de différentes listes ou catégories de déchets répertoriés sur les plages sont utilisés dans les mers régionales et de l'UE dans son ensemble.

Le type d'étude sélectionnée dépend des objectifs de l'évaluation et de l'ampleur de la pollution du littoral. Une seule méthode d'étude est recommandée dans ce document - avec différents paramètres spatiaux pour un littoral légèrement ou relativement pollué ainsi que pour un littoral fortement pollué.

Les quantités de déchets sur la côte peuvent être évaluées assez facilement au cours des études effectuées par les non-scientifiques à l'aide d'équipements relativement simples. Les études des côtes permettent donc d'obtenir, à coût réduit, de grandes quantités d'informations. Toutefois, les quantités de déchets déposés sur les plages peuvent varier en fonction des études et des saisons car cela dépend aussi des courants et des vents ainsi que de l'exposition de la plage par rapport à la mer. Même les quantités de déchets déposées sur le littoral peuvent varier considérablement ; surtout en fonction de la saison : pendant l'été, par ex., saison très touristique, ou à l'occasion d'événements spéciaux les quantités de déchets déposés sont plus importantes. Les études du littoral devraient donc se concentrer toujours sur un même site répondant aux conditions du protocole, et la période de l'étude (c'est-à-dire la saison) devrait tenir compte des origines potentielles de déchets sur un site spécifique (par ex. les inondations pendant les saisons des pluies peuvent faire augmenter ces quantités). Les sites peuvent être classés pour révéler les quantités de déchets dans les sites appelés de références (loin des sources connues) mais également près des sources. En utilisant des tendances temporelles pour les évaluations, les deux types d'études peuvent offrir des informations importantes pour les administrateurs.

3.2.1 Quantités, composition, distribution et sources de déchets sur les côtes

Tendances des quantités de déchets

La différence de la quantité de déchets présents sur une plage spécifique relevée au cours des études et la différence entre les plages, même à l'intérieur d'une même région, peut être considérable. Il est donc assez difficile d'identifier des tendances dans ce sens. De plus, puisque les déchets s'accumulent sur les

plages, des études régulières sont importantes afin d'obtenir des séries temporelles de périodes d'accumulation équivalentes.

Composition des déchets

L'évaluation de la composition des déchets est l'un des points forts de l'évaluation du littoral. Une évaluation détaillée de la composition des déchets fournit des informations sur les dommages potentiels pour l'environnement et dans certains cas sur l'origine des déchets trouvés. L'évaluation de la composition doit se baser sur des catégories convenues afin de pouvoir comparer les résultats sur des régions plus vastes.

Distribution spatiale

La quantité et la composition des déchets marins varie sur une échelle géographique et reflète les caractéristiques hydrographiques (par ex. courants, l'exposition aux vagues, les directions des vents) et géomorphologiques (par ex. la pente de la côte, les quantités d'îles et baies) du littoral. Les caractéristiques hydrographiques déterminent la quantité de déchets qui s'accumulent dans les zones respectives, tandis que les caractéristiques géomorphologiques déterminent la quantité de déchets qui se déposent sur les plages. Par exemple, les archipels et les côtes ayant différentes baies ont beaucoup plus de littoral par rapport à une côte toute droite et donc les quantités de déchets peuvent être distribuées sur des zones plus vastes.

Origine des déchets marins

L'origine des déchets marins que l'on retrouve sur la côte peut être facilement identifiée pour certains types de déchets. La plupart des déchets sont le résultat de l'activité de la pêche ou bien ce sont des débris jetés dans les systèmes d'égouts. Même avec ce type de déchets il est nécessaire de prendre des précautions, par ex. un bac à poisson peut provenir d'un bateau de pêche ou d'un port de pêche.

Une liste complète des types et des catégories de déchets a été rédigée dans le cadre du TSGML. Cette liste identifie une origine potentielle pour chaque type de déchets, ou une série d'origines potentielles. Les origines de quelques types de déchets doivent être identifiées au niveau régional, car les premières évaluations des déchets sur les zones côtières montrent que les origines de certains types de déchets sont différentes suivant les régions. La liste permettra de faire une première évaluation des origines des déchets que l'on retrouve sur les côtes, mais elle devrait être évaluée dans les sites étudiés par rapport aux origines locales connues. Si des informations détaillées deviennent nécessaires, il faudra effectuer des recherches spécifiques sur les origines des déchets impliqués pour distinguer par ex. les déchets déposés sur les plages des déchets qui sont portés par les eaux adjacentes. En outre, une analyse des courants des déchets dans les eaux adjacentes pourrait fournir des informations précieuses sur son origine géographique.

3.2.2 Stratégie pour la surveillance des déchets sur les plages

Sélection des sites à étudier

Idéalement les sites sélectionnés devraient représenter l'abondance et la composition des déchets dans une région donnée. Les sites devraient être sélectionnés au hasard ; toutefois, cela n'est pas toujours possible à cause d'une série de problèmes concernant les sites côtiers comme par ex. l'accessibilité, la pertinence de l'échantillonnage (sable ou rochers/cailloux) et les activités de nettoyage des plages. Si possible, les critères suivants devraient être considérés:

- Longueur minimum : 100m.
- Un accès clair à la mer (non obstrué par des brise-lames ou des jetées) tel que les déchets marins ne soient pas protégés par des structures anthropiques.
- Accessibilité aux équipes d'étude toute l'année, même s'il faut tenir compte des sites qui sont gelés pendant l'hiver et des difficultés d'accès aux régions très éloignées.
- Idéalement le site ne devrait pas faire l'objet d'autres activités de collecte des déchets, même s'il est reconnu que dans de nombreuses régions d'Europe un grand travail de nettoyage et d'entretien est effectué périodiquement ; dans ces cas-là la période de nettoyage des plages non associée à l'étude doit être connue afin d'établir le taux (la quantité de déchets accumulés par unité de temps) de déchets.
- Les activités d'étude devraient être conduites afin de ne pas affecter les espèces en voie d'extinction ou protégées telles que les tortues, les oiseaux marins ou de rivage, les mammifères marins ou la végétation des plages sensible ; souvent les parcs nationaux seraient donc exclus mais cela peut varier en fonction des dispositions locales en matière de gestion.

Dans les limites susmentionnées, l'emplacement des sites d'échantillonnage à l'intérieur de chaque région devrait être stratifié pour que les échantillons proviennent des plages faisant l'objet d'expositions de déchets différentes, y compris:

- Les côtes urbaines, c'est-à-dire surtout les apports terrestres ;
- Les côtes rurales, c'est-à-dire surtout les apports océaniques ;
- Les côtes à proximité des principaux apports fluviaux.

Nombre de sites

Actuellement il n'existe aucune méthode statistique concertée pour recommander un nombre minimum de sites qui peuvent être représentatifs en raison de la longueur de côte. Cela dépend grandement de l'objectif de la surveillance, de la géomorphologie de la côte et du nombre de sites disponibles répondant aux critères énumérés ci-dessus. La représentativité des sites d'étude doit être évaluée par des études pilotes, dans lesquelles un grand nombre de plages sont évaluées. Par la suite, une sélection de plages représentatives à partir de ces sites, doit être réalisée sur la base d'une analyse statistique.

Fréquence des études

Au moins deux études par an, au printemps et à l'automne, sont recommandées et idéalement 4 au printemps, en été, à l'automne et en hiver. Toutefois, les circonstances peuvent entraîner des situations d'inaccessibilité et de danger pour les experts : vents forts, rochers glissants et risques tels que la pluie, la neige ou la glace etc. La sécurité des experts **doit** toujours être prioritaire.

Les études devraient être effectuées le plus rapidement possible à une période donnée sur toutes les plages des régions classées participant à l'étude. Les responsables de ces régions devraient trouver et gérer les dates de l'étude bilatéralement. De plus, si possible, une plage donnée devrait être examinée tous les ans presque le même jour.

Il convient de garder à l'esprit que les circonstances peuvent entraîner des conditions difficiles et dangereuses pour les experts : vents forts, roches glissantes et des aléas climatiques tels que la pluie, la

neige ou le verglas, etc. La sécurité des experts doit toujours être prioritaire. Des objets dangereux ou suspects, tels que les munitions, les produits toxiques et les médicaments ne doivent pas être déplacés. Il convient d'informer la police ou les autorités responsables.

Documentation et caractérisation des sites

Il est très important de documenter et de caractériser les sites d'étude. Puisque les études devraient être répétées sur les mêmes sites, il est important de noter les coordonnées du site.

Unité d'échantillonnage

Après avoir choisi une plage les unités d'échantillonnage peuvent être identifiées. Une unité d'échantillonnage est une partie spécifique de la plage couvrant toute la zone allant du bord de mer (à un endroit possible et sûr) ou de la ligne de rivage jusqu'au fond de la plage.

- Il est recommandé d'identifier au moins 1 partie de la même plage (100m). idéalement 2, pour assurer la surveillance des plages légèrement à moyennement polluées
- Au moins 2 parties de 100 m pour les plages extrêmement polluées (une section de 50 m exceptionnellement, avec un facteur de normalisation jusqu'à 100m pour garantir la cohérence)

Des points de référence permanents doivent être établis pour assurer que le même site soit contrôlé systématiquement. Les points de départ et de fin de chaque unité d'échantillonnage peuvent être identifiés en utilisant différentes méthodes. Par exemple des pôles de plage numérotés pourraient être identifiés et répertoriés. Les coordonnées obtenues par GPS ou Google Earth sont des informations utiles pour identifier les plages de référence.

Unités (quantification) des déchets

Les numérations des déchets sont recommandées comme unité standard de déchets à évaluer sur le littoral.

Collecte et identification des déchets

Tous les déchets trouvés sur l'unité d'échantillonnage devraient être insérés dans les formulaires d'étude. Dans les formulaires d'étude, un numéro d'identification univoque est attribué à chaque déchet. Idéalement les données collectées devraient être insérées dans le formulaire d'étude au moment même où les déchets sont ramassés. Le fait de ramasser les déchets avant et de les identifier après pourrait altérer les données car les déchets ramassés ont tendance à s'embrouiller ou se casser.

Les déchets inconnus ou les objets non indiqués sur le formulaire d'étude devraient être notés dans une « boîte à autres objets » spécifique. Une brève description de l'élément devrait donc être incluse dans le formulaire. Si possible, des photos numériques des objets inconnus devraient être prises permettant de les identifier plus tard et, si nécessaire, de les ajouter au formulaire.

Une liste principale de catégories de déchets et d'objets individuels est incluse dans le rapport final TSG ML. Cette dernière énumère les catégories et objets à consigner durant les enquêtes sur les déchets des plages.

Il est fortement recommandé dans le protocole régional d'enquête, de produire des guides photo régionaux incluant des clichés des déchets individuels. Cela permettra de représenter la distribution des déchets flottants dans le temps et donc d'interagir enfin avec d'autres modèles océanographiques actuels.

Limites de taille et catégories d'objets à évaluer

Il n'existe pas de limites maximum de taille pour les déchets répertoriés sur les plages.

La limite minimum de détection, en se promenant sur une plage, est probablement située autour de 0.5 cm (boulettes en plastique), toutefois il est peu probable que des éléments si petits puissent être effectivement contrôlés d'une manière répétable pendant les études des plages.

Une limite inférieure à 2.5 cm dans la taille la plus longue est recommandée pour des déchets et des objets contrôlés pendant les études des plages. Cela assurerait l'inclusion de bouchons et couvercles ainsi que des mégots dans toutes les numérotations.

Enlèvement et élimination des déchets

Cette approche présente l'avantage de laisser une plage propre. Il est important de noter que seule(s) la(les) section(s) de référence de 100m doit/doivent être surveillée(s) et nettoyée(s). Les autres zones d'une plage peuvent être nettoyées si les inspecteurs/volontaires le souhaitent.

On devrait se débarrasser correctement des déchets collectés conformément à la réglementation et aux dispositions régionales ou nationales. Si celles-ci n'existent pas, les municipalités devraient en être informées.

Les objets plus volumineux qui ne peuvent pas être enlevés (en toute sécurité) par les observateurs devraient être marqués, en utilisant par exemple de la peinture spray (la même utilisée pour marquer les arbres) pour éviter de les compter à nouveau au cours de l'étude successive.

De nombreuses municipalités auront un programme spécifique de nettoyage, parfois régulier, parfois saisonnier ou activé en cas d'accident. Des accords devraient être pris avec les municipalités afin d'exclure la plage de référence du planning de nettoyage ou bien de fournir leur programme de nettoyage afin d'effectuer l'étude quelques jours avant que la municipalité nettoie la plage.

3.3. Évaluation de la qualité/Contrôle de la qualité

Selon les lignes directrices du PNUE (Cheshire *et al.*, 2009), tout programme d'évaluation des déchets marins à long terme nécessitera des efforts spécifiques et ciblés pour recruter et former le personnel sur le terrain et les bénévoles. Une formation de haute qualité et cohérente est essentielle pour assurer la qualité des données et implique d'inclure explicitement le développement de compétences opérationnelles (pratiques). Les programmes de formation du personnel devraient incorporer des informations spécifiques sur les résultats ainsi que les conclusions des travaux pour que le personnel et les bénévoles comprennent le contexte des programmes d'évaluation des déchets.

L'assurance de la qualité et le contrôle de la qualité devraient principalement se concentrer sur la formation d'équipes de terrain pour assurer que la collecte de déchets et leur caractérisation soient cohérentes entre les différentes études. Les investissements dans la communication et la formation des coordinateurs et des responsables locaux et régionaux/nationaux sont donc essentiels pour garantir l'intégrité des études.

Le protocole d'assurance de la qualité du programme de surveillance national des débris marins d'Ocean Conservancy (USA) nécessite qu'un pourcentage de tous les sites soit réétudié immédiatement après l'évaluation programmée des déchets (Sheavly, 2007). Les déchets collectés lors de l'étude de suivi pourraient être ajoutés à ceux de la collection principale et pourront être utilisés pour fournir une estimation du niveau d'erreur associé à l'étude. Cette approche devrait être employée en tant qu'une composante des études sur les déchets des plages.

3.4. Conclusion

Pour garantir es comparaisons temporelles et spatiales dans les régions et entre celles-ci, des méthodes standards d'étude sur les déchets devraient être appliquées, dans la mesure du possible, à tous les niveaux (locaux et régionaux) et l'évaluation de sa composition devrait suivre de manière cohérente les catégories de déchets convenues.

4. Surveillance des déchets dans la colonne d'eau (déchets flottants)

4.1. Introduction aux déchets flottants

Il existe déjà une documentation sur l'apparition d'objets de fabrication humaine, notamment les plastiques, dérivant en mer (Venrick, 1972, Morris, 1980). Alors que des actions importantes dans la gestion des déchets et leur élimination ont déjà été prises, les déchets flottants demeurent une préoccupation. Ils exercent une menace directe sur les poissons, les mammifères marins, les reptiles et les oiseaux. L'ingestion des déchets complets ou des morceaux ou la consommation importante des déchets peuvent entraîner des dégâts importants. Les sacs en plastique flottants, les filets ou autres équipements de pêche peuvent être une source d'étranglement pour les espèces marines. De même, les macrodéchets marins sont des précurseurs des microdéchets marins.

4.2. Champs d'application et problèmes clés à affronter

La surveillance de déchets en haute mer et sur de vastes transects n'est pas actuellement abordée, car elle requiert différentes approches, en particulier en ce qui concerne les conditions d'observation depuis les bateaux utilisés pour les études et en ce qui concerne la possibilité de surveiller de plus petits déchets.

La fraction des déchets abordés ici, comprend les déchets flottant dans la colonne d'eau à proximité de la surface tel que le mélange des particules flottantes temporairement sous la surface de l'eau dû au mouvement de la vague. La surveillance de routine des déchets situés dans la colonne d'eau profonde n'est actuellement pas recommandée et doit faire l'objet d'efforts de recherche.

4.3. Approches existantes pour observations visuelles de déchets flottants à bord de bateaux

Une évaluation des différentes approches méthodologiques actuellement utilisées a été faite. Celles-ci sont employées par HELMEPA, ECOOCEAN, Chili/Allemagne, PNUE, NOAA et par des groupes de recherche scientifique.

HELMEPA

HELMEPA utilise une flotte de bateaux occasionnels pour obtenir des données volontaires de surveillance à travers une fiche de rapport.

ECOOCEAN

ECOOCEAN effectue la surveillance pour le compte des autorités maritimes françaises. La surveillance est assurée en même temps que la surveillance des mammifères marins au nord-ouest de la Mer Méditerranée.

PNUE

Le guide d'orientation PNUE tient compte à la fois de l'échantillonnage d'une région par un modèle spécifique d'observation et de l'échantillonnage par transepts pour la surveillance des déchets flottants en surface (PNUE 2009).

NOAA

NOAA adopte deux approches pour l'observation volontaire des déchets marins : une pour les navigateurs de yacht du Pacifique et une autre pour l'Office de la flotte de bateaux pour les opérations maritimes et aériennes (Arthur et al, 2011).

Université de Coquimbo, Chili

Plusieurs publications scientifiques ont été rédigées par Martin THIEL et ses collaborateurs (par ex. HINOJOSA & THIEL, 2009). Une approche par bandes de transepts est suivie grâce à une observation depuis la proue d'un bateau.

Autres approches

D'autres groupes de recherche scientifique utilisent des protocoles différents à des fins d'observation (RYAN, 2013).

4.3.1. Discussion des éléments du protocole d'observation

L'observation de déchets marins flottants depuis des bateaux est soumise à de nombreuses variables des conditions d'observation. Celles-ci peuvent être regroupées dans les paramètres opérationnels, liés aux propriétés des bateaux et à l'emplacement d'observation.

Le traitement des informations recueillies, à partir de la documentation de bord, sa compilation, son élaboration et son utilisation successive devraient faire partie d'un protocole permettant de tirer des résultats comparables à la fin du processus. Le modèle devrait permettre la compilation de la part de différents instituts d'observation ainsi que de différentes zones et régions. Cela permettrait de représenter la distribution des déchets flottants dans le temps et donc d'interagir enfin avec d'autres modèles océanographiques actuels.

4.4. Stratégie pour la surveillance des déchets flottants

4.4.1 L'attribution de l'origine des déchets marins flottants

En raison de la méthodologie d'observation, l'attribution de l'origine des déchets flottants représente un défi majeur. Le type de déchet marin peut être noté au cours d'une observation visuelle très rapide. Donc, contrairement aux déchets marins, il est probable que seules les catégories de déchets bruts puissent être déterminées.

Au contraire, la distribution spatiale des déchets marins offre, avec les courants et les informations fluviales, des indications sur l'origine physique, par ex. la zone d'entrée des déchets et son parcours, qui est une information précieuse sur l'importance de l'origine et qui peut aider à prendre des mesures appropriées.

La surveillance des déchets flottants est très probablement un processus itératif au cours duquel d'une part les points chauds et les parcours sont déterminés et d'autre part, des transects sélectionnés, au cours du suivi du programme de surveillance, permettent de quantifier les tendances.

4.4.2. Distribution spatiale de la surveillance

La surveillance des déchets marins flottants par des observateurs humains est la méthode indiquée pour des petits transects dans des régions sélectionnées. Dans une région où les informations sur l'abondance des déchets marins flottants sont limitées ou inexistantes, il serait peut-être préférable de commencer par l'étude d'autres zones afin de comprendre la variabilité de la distribution des déchets. La zone sélectionnée devrait inclure des zones où une faible densité est attendue (*par ex.* haute mer), mais également des zones où une forte densité est attendue (*par ex.* près des ports). Cela permettra d'obtenir les conditions minimum/maximum et de former les observateurs. D'autres zones sélectionnées (*par ex.* dans les estuaires), à proximité des villes, dans des zones de trafic touristique et commercial au niveau local, au niveau des courants entrants des zones voisines ou des courants sortants, devraient être considérées.

Sur la base de l'expérience acquise au cours de cette première phase, un programme de routage devrait être établi incluant les zones d'intérêt.

4.4.3. Planification de la surveillance des déchets marins flottants

L'observation des déchets marins flottants dépend fortement des conditions d'observation, surtout de l'état de la mer et de la vitesse du vent. L'organisation de la surveillance doit être assez flexible et par conséquent elle doit tenir compte de ces aspects et reprogrammer les observations afin de satisfaire les conditions requises. Idéalement, l'observation devrait être effectuée après un temps minimum de mer calme, pour préserver les déchets mélangés dans la colonne d'eau à cause des tempêtes ou de la mer agitée.

La première surveillance d'investigation devrait être effectuée plus fréquemment afin de comprendre la variabilité des quantités de déchets dans le temps. Même un «burst sampling», c'est-à-dire une fréquence élevée d'échantillonnage sur une période limitée, pourrait permettre de comprendre la variabilité de l'apparition des déchets marins flottants.

La période d'observation d'une tendance dépendra des origines présumées des déchets, comme *par ex.* surveiller un estuaire après une période de pluies dans le bassin fluvial, surveiller une zone touristique après une période de vacances.

La période des études dépendra aussi du programme des plateformes d'observations. Les patrouilles régulières des bateaux de la Garde côtière, les voies des ferrys ou les circuits touristiques offrent souvent des opportunités qui permettent aussi leur utilisation lorsque les conditions climatiques sont bonnes.

4.5 Catégories de déchets marins flottants

Le rapport sur les résultats de l'activité de surveillance exige de les regrouper par catégories de matériel, type et taille des déchets. L'approche par catégories de déchets flottants est liée au développement d'une « liste de contrôle » incluant des catégories d'autres éléments environnementaux (voir Chapitre 8). Cela permet d'effectuer des comparaisons croisées.

Les catégories de types de déchets (objets) flottants devraient être autant que possible cohérentes avec les catégories sélectionnées pour les déchets marins, les déchets des fonds marins et autres. Il existe toutefois des limitations sur ce point mais en principe les données brutes devraient permettre de comparer différents éléments environnementaux, surtout entre les déchets flottants sur les plages et sur la surface de l'eau. C'est pourquoi la liste des catégories d'objets à adopter pour les déchets flottants devrait correspondre à la Liste de contrôle des objets. Pour l'utilisation pratique pendant la surveillance la liste doit être organisée suivant la fréquence d'apparition de l'objet pour que l'acquisition des données puisse se faire dans le temps nécessaire, qui est assez court. Des applications pour ordinateur tablette sont en cours de développement pour faciliter la documentation des données.

Lorsque l'enregistrement des objets est basé uniquement sur l'observation plutôt que sur la collecte, la taille est le seul paramètre indicatif de la quantité de matériel plastique qu'il contient. La taille d'un objet est définie ici comme sa taille maximum, sa largeur ou longueur maximum, visible pendant son observation. La limite de taille inférieure est déterminée par les conditions d'observation. Celles-ci devraient être harmonisées pour atteindre la limite minimum de 2.5 cm. Cette taille semble raisonnable pour les observations depuis les bateaux occasionnels et elle est en ligne avec la taille moyenne enregistrée au cours des études sur les déchets marins. Cela signifie que l'observation qui n'atteint pas cette taille minimum ne peut pas être recommandée. Pour rédiger un rapport complet plusieurs étapes intermédiaires doivent être introduites car l'observation visuelle ne permet pas de mesurer correctement la taille de l'objet. Une seule chose est possible donc : définir des classes en fonction de la taille. Le modèle de définition/rapport de la taille devrait inclure les classes suivantes :

- 2.5 – 5 cm
- 5 - 10 cm
- 10 – 20 cm
- 20 – 30 cm
- 30 – 50 cm

Si des fourchettes de tailles plus larges (*par ex.* 2,5–10 cm, 10–30 cm, 30–50 cm) peuvent être utilisées, il est important qu'une approche commune soit utilisée, étant donné que les données seront combinées dans des bases de données communes. La phase de test de la mise en œuvre d'un protocole de surveillance doit permettre la détermination des fourchettes de tailles acceptées finales. La limite de

taille supérieure sera déterminée par des calculs statistiques de la densité d'apparition de l'objet comparée à la largeur, longueur et fréquence du transept. Pour assurer la cohérence avec les études sur les déchets marins une limite maximum de 50 cm est provisoirement proposée. Il convient d'évaluer dans des expériences et à partir des ensembles initiaux de données si les déchets individuels de plus de 50 cm doivent être signalés, étant donné que leur pertinence dans l'évaluation statistique des données provenant de transects côtiers courts et étroits peut être remise en question.

4.6. Surveillance visuelle des déchets flottants

Ce protocole fournira une approche harmonisée pour permettre aux observateurs sur les bateaux de quantifier les déchets marins flottants. De surcroît, ce protocole vise à harmoniser le processus de surveillance des déchets marins flottants :

- Dans la fourchette de taille allant de 2.5 à 50 cm,
- La largeur d'observation doit être déterminée en fonction de l'organisation de l'observation,
- Elle est programmée pour être utilisée depuis des bateaux occasionnels,

- Elle est basée sur l'échantillonnage de transepts,
- Elle devrait couvrir des petits transepts,
- Mais également enregistrer les métadonnées nécessaires.

4.6.1. Observation

L'observation depuis les bateaux occasionnels devrait permettre de détecter les déchets de 2,5 cm. L'observation de la largeur du transept dépendra donc de l'élévation par rapport à la mer et de la vitesse du bateau. En général on peut s'attendre à une largeur de transept de 10 m, mais un contrôle devrait être effectué et la largeur du corridor d'observation devrait être établie afin de voir tous les déchets de ce transept. Le tableau 4 ci-dessous indique la largeur du corridor d'observation et la variation de l'élévation d'observation et de la vitesse du vaisseau (kn = nœud = mile nautique/h). Les paramètres doivent être vérifiés avant d'acquérir les données.

L'emplacement idéal pour l'observation sera souvent localisé dans la partie avant du navire. Si cette zone n'est pas accessible, le point d'observation sera sélectionné afin que la fourchette de tailles ciblée puisse être observée, réduisant éventuellement le corridor d'observation, les vagues provoquées par les navires pouvant interférer avec les observations. Un inclinomètre peut être utilisé pour mesure les distances en mer (Doyle, 2007).

Table 4.6.1 Largeur du «corridor d'observation» en fonction de la hauteur d'observation et de la vitesse du bateau

Élévation d'observation par rapport à la mer	Vitesse du bateau		
	2 nœuds = 3.7 km/h	6 nœuds = 11.1 km/h	10 nœuds = 18.5 km/h
1 m	6m	4m	3m

3m	8m	6m	4m
6m	10m	8m	6m
10m	15m	10m	5m

Le protocole devra passer par une phase de mise en œuvre expérimentale au cours de laquelle il est appliqué dans différentes régions maritimes par différentes institutions. Son applicabilité est testée et un retour d'informations pour la définition des paramètres d'observation est fourni.

L'observation, la quantification et l'identification des déchets individuels flottants doivent être réalisées par un observateur spécialisé qui n'a aucune autre fonction simultanément. L'observation de déchets de petite taille et l'observation intense de la surface de la mer génèrent de la fatigue et par conséquent, des erreurs d'observation. Les longueurs des transects doivent ainsi être sélectionnées de sorte que les durées d'observations ne soient pas trop longues. Une durée d'une heure pour un observateur peut être raisonnable, ce qui correspond à une longueur de quelques kilomètres.

4.6.2. Compte rendu des résultats de surveillance

Un rapport harmonisé des résultats de la surveillance est fondamental pour pouvoir comparer les données. Les données issues de l'application du protocole, en utilisant une interface par ordinateur, forment une liste d'objets géo-référencés selon une liste de catégories. L'utilisation d'un ordinateur portable pour documenter les déchets marins flottants présente un net avantage par rapport aux documents en papier. Une application spécifique basée sur un protocole MSFD pour la surveillance des macro-déchets flottants sera développée par JRC et testée sur le terrain dans le cadre du projet PERSEUS.

Pour les déchets marins flottants l'unité de rapport sera : objets/km². Cette valeur peut être répartie par la suite en différentes classes de tailles pour une analyse détaillée des données.

Il n'est pas rare que les déchets flottants apparaissent en groupe, soit parce qu'ils ont été rejetés ensemble soit parce qu'ils s'accumulent sur les fronts océanographiques. Le système de rapport doit prévoir ce fait ainsi qu'un moyen d'évaluer de tels groupes. L'occurrence de telles zones d'accumulation doit être prise en compte lors de l'évaluation des données.

Parallèlement aux données sur l'occurrence des déchets, une série de métadonnées doit également être enregistrée, incluant le géoréférencement (coordonnées) et la vitesse du vent (m/s). Ces données supplémentaires doivent permettre d'évaluer les données dans le contexte approprié.

4.6.3. Évaluation de la qualité / Contrôle de la qualité

L'activité très répandue d'acquisition de données de surveillance nécessitera d'une sorte d'inter-comparaison ou inter-étalonnage pour assurer la comparabilité des données de différentes régions et de temps, pour l'évaluation des tendances. Dans ce sens des approches devraient être développées et mis au point. Il pourrait s'agir par ex. d'activités de formation avec comparaison des observations. Ces types d'événements devraient être organisés au niveau de l'UE avec des approfondissements à l'échelle nationale plutôt qu'être organisés dans chaque Etat membre.

Une méthodologie pour calibrer la qualité de l'observation en utilisant des cibles artificielles peut être conçue à travers des activités de recherche.

4.6.4. Équipement

L'équipement utilisé pour la surveillance des déchets flottants est très réduit. En plus de la plate-forme de transport le travail peut être simplifié par une série d'instruments :

- Un système pour marquer visuellement la zone d'observation,
- Un GPS pour déterminer la vitesse du bateau et les coordonnées géographiques,
- Un ordinateur tablette pour documenter les résultats (incluant une application/programme spécifique),
- Un système pour tester et calibrer la classification des tailles.

4.6.5. Mise en œuvre du Protocole TSG ML

La finalisation et l'acceptation générale du protocole proposé par TSG ML nécessiteront une période expérimentale au cours de laquelle les paramètres d'observation et les mécanismes de rapport seront étudiés sur un large éventail de navires et dans différentes conditions, couvrant différentes mers régionales. Cela peut être réalisé par le processus de mise en œuvre ECAP et au moyen d'activités ciblées dans les projets de recherche tels que PERSEUS. Les données qui en découlent peuvent être utilisées pour ajuster le protocole. Dès que les paramètres, fourchettes de taille, catégories et conditions d'observation sont confirmés, une version finale peut être élaborée. Le protocole final doit être largement diffusé et accompagné d'activités pour sa mise en œuvre. Des formations et ateliers peuvent contribuer à une acquisition harmonisée d'ensembles de données comparables.

4.7 Autres méthodologies

Enquêtes aériennes

L'opportunité d'avoir recours à l'enquête aérienne (par ex. pour l'observation/surveillance des mammifères marins) a été considérée. La taille minimum des objets observés est fixée à 30 cm environ, donc cette approche pourrait être adaptée à la fraction de taille supérieure à 30 cm.

Études avec utilisation de filets pour macro-déchets

L'échantillonnage physique de macro-déchets flottants nécessite d'une grande ouverture du filet effectuée à la surface de l'eau. La densité d'apparitions de macro-déchets exige un temps bateau assez important et des équipements spécifiques.

Surveillance de déchets riverains

Il faudrait mentionner que le protocole peut être appliqué aussi à la surveillance des déchets flottants sur les rivières en les observant depuis les ponts ou autre infrastructure analogue.

Nouvelles méthodologies

Un autre système strictement lié à la surveillance par observation visuelle humaine est constitué par la surveillance par acquisition d'images numériques à travers des systèmes de caméras numériques suivie par l'analyse avec des techniques de reconnaissance d'images. EC JRC est en train de développer la JRC Sealittercamera (Caméra déchets marins), un système provisoirement utilisé sur les bateaux de croisière Costa Crociere dans la Méditerranée occidentale (Hanke, 2011, publication en préparation)

4.8. Conclusions

Messages clés pour le processus de mise en œuvre ECAP :

- La surveillance de déchets marins flottants sur des transects côtiers sélectionnés est recommandée.
- La surveillance des déchets marins suspendus au centre de la colonne d'eau n'est pas recommandée.
- Les catégories de tailles surveillées doivent inclure une gamme couvrant les petits objets pertinents.
- La surveillance des déchets flottants doit suivre un protocole spécifique convenu à l'échelle régionale dans le cadre du processus de surveillance de la mise en œuvre ECAP/MED POL

5. Déchets sur les fonds marins

5.1. Introduction aux déchets des fonds marins

Les approches les plus courantes pour l'évaluation des distributions de déchets marins utilisent l'échantillonnage opportuniste. Ce type d'échantillonnage est généralement associé à des études régulières des ressources halieutiques (les réserves marines, les plateformes offshore,...) et des programmes sur la biodiversité, étant donné que les méthodes pour déterminer les distributions de déchets marins (par exemple le chalutage, la plongée, la prise de vidéos) sont généralement similaires à celles utilisées pour les évaluations benthiques et de la biodiversité. L'utilisation de submersibles ou de véhicules sous-marins téléguidés (ROV) est une approche possible pour les zones de la mer profonde bien que cela requiert des équipements coûteux. Les programmes de surveillance pour les stocks démersaux, entrepris dans le cadre de MEDITS (Projet d'études internationales par chalutage de fond en Méditerranée), opèrent à l'échelle régionale et offrent des données utilisant un protocole harmonisé, qui pourrait offrir un soutien cohérent pour la surveillance régulière des déchets à l'échelle régionale et dans le cadre des exigences ECAP.

5.2. Champs d'application et problèmes clés à affronter

Pour les eaux peu profondes, la surveillance des déchets des fonds marins n'est pas toujours envisagée pour toutes les zones côtières en raison des ressources limitées. Dans ces zones, la stratégie doit être déterminée par chaque partie contractante au niveau national, en fonction des zones prioritaires à surveiller. Les approches opportunistes peuvent être utilisées pour minimiser les frais. De précieuses informations peuvent être obtenues grâce à la surveillance constante des espèces benthiques dans les zones protégées, au cours des études par caméras remorquées, le dragage des ports et les activités de plongée. Des activités de surveillance supplémentaires peuvent être mises en place pour couvrir toutes

les zones créant un réseau de surveillance cohérent. La stratégie d'échantillonnage devrait permettre la génération de données détaillées, pour évaluer les origines les plus probables, l'évaluation des tendances et la possibilité d'évaluer l'efficacité des mesures. Le TSG-ML propose des protocoles simples basés sur les études de chalutage existantes et deux autres protocoles basés sur la plongée et les images vidéo correspondant aux exigences ECAP et soutenant l'harmonisation au niveau régional dans le cas d'une application transnationale.

Le chalutage (à perche ou à panneaux) est une méthode efficace pour l'évaluation à grande échelle et la surveillance des déchets de fonds marins. La stratégie de surveillance des fonds marins peut se fonder sur la surveillance permanente déjà développée au niveau régional. Il convient de faire remarquer que la géomorphologie peut influencer l'accumulation des déchets dans les fonds marins et certaines restrictions d'échantillonnage dans les régions rocheuses (incompatibles avec le chalutage) pourraient entraîner une sous-estimation des quantités présentes. La désignation et le développement d'un programme de surveillance adéquat devront prendre en compte ces limites. Les programmes d'évaluation des stocks halieutiques actuels couvrent la majorité des mers régionales.

Seuls quelques pays devront considérer les zones de haute mer en termes de surveillance des déchets des fonds marins. La stratégie doit être déterminée par chaque Partie contractante au niveau national, en fonction des zones affectées, mais les résultats antérieurs indiquent que la priorité doit être accordée aux canyons côtiers. Les protocoles basés sur les images vidéo sont les seules approches pour la surveillance des zones de mer profonde. Ces protocoles se basent sur l'utilisation des (ROV)/submersibles. Étant donné que les déchets s'accumulent et se désintègrent lentement dans les eaux de mer profonde, une évaluation pluriannuelle suffira.

5.3 Surveillance des fonds marins peu profonds (<20m)

La méthode la plus couramment utilisée pour estimer la densité de déchets marins dans les zones côtières peu profondes consiste à mener des études visuelles sous-marines en faisant de la plongée/snorkelling. Ces études sont basées sur des études de transepts linéaires de déchets sur fonds marins, inspirées au PNUE (Cheshire, 2009). Ce protocole est actuellement utilisé pour évaluer la faune benthique. L'équipement de plongée et des observateurs formés sont nécessaires. Seuls les déchets de 2.5 cm sont considérés, entre 0 et 20 m (jusqu'à 40 m en présence de plongeurs habiles).

5.3.1. Exigences techniques

Fréquence

La fréquence minimum d'échantillonnage pour chaque site devrait être annuelle. Idéalement il est recommandé de surveiller les emplacements tous les trois mois (pour permettre une interprétation en termes de changements saisonniers).

Transepts

Les observateurs sont conduits à travers 2 transepts linéaires sur chaque site. Pour ne pas biaiser l'étude, les transepts doivent être bien répartis au hasard sur la zone d'étude ou sur une grille de lignes systématiquement espacées superposées au hasard. Toutefois, pour une approche basée sur un modèle tel que le DSM (density surface modelling) les transepts linéaires ne doivent pas être situés selon un schéma formel et restrictif d'échantillonnage de surveillance, même si une bonne couverture spatiale de la zone d'étude serait souhaitable. Les transepts linéaires se déterminent à l'aide d'un fil de nylon, marqué tous les 5 mètres avec une peinture résistante, déployé en utilisant une bobine de plongée en faisant de la plongée. Des déchets dans les 4 m de la ligne (la moitié de la largeur - WT - des transepts

linéaires) sont enregistrés individuellement. Pour chaque déchet observé, si possible, le segment linéaire correspondant, sa distance perpendiculaire de la ligne (YI - pour l'évaluation de la probabilité de détection, mesurée à l'aide d'une tige de plastique de 2 m), et la catégorie de taille des déchets (WI) sont enregistrés. La nature du fond/habitat est aussi enregistrée. La longueur des transepts linéaires varie entre 20 et 200 m, en fonction de la profondeur, du gradient de profondeur, de la turbidité, de la complexité de l'habitat et de la densité des déchets (KATSAVENAKIS, 2009). Les résultats sont exprimés en termes de densité des déchets (objets/m² ou objets/100 m²).

Délectabilité

Dans les recensements d'échantillonnage à l'aide de Distance, la détectabilité est utilisée pour corriger les estimations d'abondance (Katsavenakis, 2009). Le programme standard pour modéliser la détectabilité et estimer la densité/l'abondance, sur la base des recensements d'échantillonnage à l'aide distance est = DISTANCE (Thomas et al., 2006).

5.3.2. Utiliser des bénévoles pour les enquêtes dans les eaux peu profondes

Les plongeurs professionnels et amateurs peuvent fournir de précieuses informations sur les déchets qu'ils voient sous l'eau et leur position privilégiée leur permet de contribuer à la surveillance de déchets benthiques. Ils peuvent accéder, ils ont les compétences et l'équipement nécessaire pour recueillir, enregistrer et partager les informations obtenues sur les déchets qu'ils rencontrent sous l'eau. De nombreux clubs de plongée et magasins spécialisés organisent des opérations de nettoyage sous-marines, souvent en partenariat avec des ONG ou les gouvernements locaux. Un grand nombre de ces événements, s'ils sont bien gérés, peuvent représenter une source précieuse d'informations et peuvent se transformer en une partie régulière de l'étude, de la surveillance ou même des efforts d'évaluation effectués en utilisant des bénévoles. Par exemple, le programme du Projet AWARE "Dive Against Debris" offre des directives et des protocoles de terrain pour les plongeurs sur la manière de recueillir et signaler les déchets marins trouvés sous l'eau (Projet AWARE 2013). Les plongeurs sont encouragés, mais sans aucune obligation actuellement, à conduire régulièrement (une fois tous les trois mois/par saison) des études sur un même lieu de plongée. Les plongeurs enlèvent les déchets dans une zone qu'ils choisissent à l'intérieur du site qu'ils ont mesuré ou estimé, ils enregistrent les informations sur les types de déchets et les quantités sur une carte de données et ensuite ils insèrent ces informations dans une base de données publique en ligne. Pour certains États membres le fait de se servir de plongeurs bénévoles pourrait être une bonne opportunité pour la surveillance des déchets des eaux peu profondes mais il faudrait atteindre la standardisation et la conformité avec les méthodologies communes et les instruments proposés ici. Des sites fixes, une fréquence commune et une méthodologie d'échantillonnage peuvent être établies assez facilement par chaque État membre et la formation, la distribution du matériel etc. et peuvent être assurés assez facilement si des ONG ou des institutions de recherche participent comme partenaires.

5.4. Surveillance des fonds marins (20-800m)

Parmi toutes les méthodes examinées, le chalutage (chalut à panneaux) s'est révélé la plus appropriée pour une évaluation et une surveillance à grande échelle (Goldberg, 1995, Galgani et al., 1995, 1996, 2000). Cependant quelques restrictions s'imposent dans des régions à fond rocheux et avec sédiments mous, car cette méthode peut être restreinte et/ou sous-estimer les quantités présentes. Cette approche est tout de même fiable, reproductible, elle permet d'élaborer des statistiques et de comparer les sites.

Comme recommandé par PNUE (Cheshire, 2009), les sites devraient être sélectionnés pour assurer qu'ils a) incluent des régions avec un substrat uniforme (idéalement sable/fond vaseux) ; b) qu'ils considèrent des zones qui génèrent/accumulent les déchets ; c) qu'ils évitent des zones dangereuses (présence de munitions), des zones sensibles ou protégées ; d) qu'ils n'affectent pas des espèces en voie d'extinction ou protégées.

Les unités d'échantillonnage devraient être stratifiées par rapport aux origines (urbaine, rurale, proche des apports fluviaux) et aux zones affectées au large (courants majeurs, routes de navigation, zones de pêche, etc.). Les stratégies générales pour étudier les déchets des fonds marins ressemblent à la méthodologie utilisée pour l'écologie benthique qui met l'accent surtout sur l'abondance et sur la nature des objets (par ex. sachets, bouteilles, morceaux de plastique) plutôt que sur leur masse. L'apparition d'études internationales par chalutage de fond comme IBTS (Atlantique), BITS (Baltique) et MEDITS (Méditerranée/Mer Noire) offre des outils précieux et utiles pour la surveillance des déchets marins. Elles utilisent des instruments communs en fonction de la région (réseaux GOV pour l'Atlantique, réseau MEDITS pour la Méditerranée) et elles offrent des conditions harmonisées et courantes d'échantillonnage (20 mm de maille, 30-60 min de calée, grande surface d'échantillonnage couverte) ainsi que des informations hydrographiques et environnementales (température en surface et sous l'eau, salinité en surface et sous l'eau, direction & vitesse de courant en surface et sous l'eau, direction & vitesse du vent, direction et hauteur de la houle). Plus de 20 unités d'échantillonnage sont échantillonnées dans chaque région conformément aux recommandations PNUE (Cheshire, 2009). TSG-ML recommande vivement d'utiliser ces programmes en cours et permanents pour recueillir des données concernant les déchets marins sur les fonds marins. Cela permettra de comparer les données des différents pays et d'évaluer le transport transnational.

5.4.1. Exigences techniques

Le protocole d'échantillonnage et de marges de chalutage (20-800m) a été standardisé pour chaque région :

La Mer Méditerranée et la Mer Noire

Le protocole de la Région de la Méditerranée est inspiré au protocole MEDITS (voir le manuel du protocole, BERTAN et al., 2007). Le protocole est aussi un protocole de référence pour les pays associés, y compris la Roumanie et la Bulgarie pour la Mer Noire. Les parcours sont situés sur la base d'un schéma d'échantillonnage stratifié de profondeur avec quelques dessins des positions à l'intérieur de chaque strate. Le nombre de positions dans chaque strate est proportionnel à la surface de ces strates et les calées se font au même endroit un an après l'autre. Les profondeurs suivantes (10 – 50 ; 50 – 100 ; 100 – 200 ; 200 – 500 ; 500 - 800 m) sont fixées dans toutes les zones comme limites de strates. La Mer Méditerranée compte au total 1385 calées couvrant les bancs et les pentes de 11 pays de la Méditerranée. La durée des calées est de 30 minutes pour des profondeurs inférieures à 200 m et de 60 minutes pour des profondeurs de plus de 200m (définie comme le moment où l'ouverture verticale du filet et l'ouverture des portes sont stables), en utilisant le même chalut 73 GOV avec des filets à maille 20 mm (BERTRAN et al, 2007) et l'échantillonnage entre mai et juillet, à 3 nœuds entre 20 et 800 m de profondeur.

Détection des tendances

La cohérence des résultats est basée sur la stratégie d'échantillonnage et sur les efforts de surveillance. La surveillance à long terme des déchets sur les fonds marins a été effectuée dans certains pays de l'UE tels que le Royaume Uni, l'Allemagne, l'Espagne et la France. Dans certains cas comme les marges du Golfe de Lyon (France), les études des tendances (70 Stations, profondeur 40-800m) ont indiqué une diminution statistiquement significative [$Abondance(10-4) = 0.038 \times (Année) + 1.062$ ($R^2 = 0.36$)] permettant de mesurer une diminution de 15% en 15 ans. Toutefois, l'analyse de l'échantillonnage par Cefas indique que la détection d'un changement de 10% dans 5 ou 10 ans est peu probable sans des échantillons massifs. Cependant, 50% des changements dans 5 ou 10 ans semblent être facilement détectables avec les plans actuels basés sur des études des stocks de poissons comme IBTS.

Enregistrement et gestion de données

Une fiche pour l'enregistrement de données basée sur ce système a été intégrée dans le Manuel IBTS1 et il sera inclus dans le protocole pour les protocoles MEDITS2. Les données concernant les déchets devraient être recueillies dans ces fiches et dans les catégories d'objets des fonds marins (annexe 5.1.). D'autres éléments des opérations de calée devraient également être enregistrés – Voir les Protocoles d'étude ICES pour l'Atlantique/Baltique et MEDITS pour la Méditerranée/Mer Noire.

Les données concernant les déchets devraient être insérées comme objets/ha ou objets/km² avant de continuer avec l'élaboration et l'analyse.

5.5. Catégories de déchets pour fonds marins

La dégradation des déchets marins étant affectée par la lumière, l'oxygène et l'action des vagues, la persistance des déchets marins sur le fond marin et sur le fond en haute mer est augmentée avec des résultats remarquables sur la nature des déchets que l'on retrouve. Un autre facteur important qui influence la composition des déchets benthiques est lié au type d'activité. Typiquement l'analyse des origines indiquait l'importance et les différences entre les déchets provenant des bateaux, comme dans la Mer du Nord méridionale, et les déchets provenant de la terre comme dans la Mer Méditerranée. La définition des catégories devra tenir compte de cela pour l'élaboration d'un protocole. Bien que les déchets marins soient fortement touchés par le transport, la pêche s'est révélée la source principale de déchets dans certaines zones de pêche ou d'aquaculture. D'autres types de déchets marins spécifiques assez similaires ont été trouvés dans des zones touchées par le tourisme, autour des plages, comme dans la Mer Méditerranée. Cela peut avoir une influence sur la stratégie de surveillance des régions sélectionnées, comme par exemple les eaux peu profondes.

Un système standardisé de classement des déchets a été défini avant de surveiller les fonds marins. Ces catégories ont été définies en fonction des types de déchets trouvés à niveau régional, permettant la définition d'une série de catégories principales communes pour toutes les régions. Les catégories principales se basent sur un système hiérarchique qui inclut des sous-catégories. Ce système comprend 5 catégories principales de matériel (plastique, métal, caoutchouc, verre/céramique, produits naturels) plus une catégorie supplémentaire : 1 pour l'Atlantique du Nord-Est (divers) ou 4 pour la Méditerranée (bois, papier/carton, autre, imprécis). Il existe différentes sous-catégories qui permettent de décrire les déchets d'une manière plus détaillée. D'autres catégories spécifiques peuvent être ajoutées par les États membres et une description supplémentaire de l'objet peut apporter une valeur ajoutée, tant que les catégories principales et les sous-catégories sont maintenues. En outre le poids, les photos et les notes

sur des organismes qui peuvent être attachés aux déchets peuvent compléter la classification des objets.

Autres paramètres

Les informations sur le site et les caractéristiques d'échantillonnage de chalutage comme par exemple la date, la position, le type de chalut, la vitesse, la distance, les zones échantillonnées, la profondeur, les conditions hydrographiques et météorologiques devraient également être enregistrées.

Des fiches de données devraient être remplies pour chaque chalut et compilées par l'étude. Si plusieurs comptes (transepts/observateurs) sont faits sur un site donné une nouvelle fiche devrait être utilisée pour chaque calée. Après chaque étude, les données doivent être rassemblées pour l'analyse et la production du rapport final.

5.6. Surveillance complémentaire des fonds marins – caméra vidéo

Les évaluations de déchets marins sur fonds marins profonds à grande échelle sont rares à cause des ressources disponibles pour la collecte de données. Un équipement spécifique est nécessaire, incluant des ROV et/ou des submersibles, qui peuvent être particulièrement coûteux, surtout dans des zones de mer profonde.

La caméra vidéo remorquée pour eaux peu profondes (LUNDQVIST, 2013) ou les RVO pour eaux plus profondes sont des équipements plus simples et en général moins coûteux et donc ils sont recommandés pour ce type d'études de déchets. Il existe quelques protocoles qui comptent les déchets sur des parcours et les expriment en objet/km, surtout lorsque des submersibles ou des RVO sont utilisés à des profondeurs variables au-dessus du fond marin profond (GALGANI et al., 1996) mais la technologie permet d'évaluer les densités à travers des images vidéo en utilisant une approche standardisée surtout pour les eaux peu profondes.

5.7. Évaluation de la qualité/contrôle de la qualité

Plusieurs Parties contractantes du MEDPOL ont indiqué qu'elles utiliseront les relevés des stocks de poissons pour le contrôle des déchets benthiques. Cette approche est considérée comme adéquate bien que les quantités de déchets puissent être sous-estimées en raison des restrictions observées dans certaines zones. L'adoption d'un protocole commun permettra d'atteindre un niveau d'harmonisation significatif entre les différents pays parties prenantes qui appliquent ce type de stratégie d'échantillonnage.

Les données relatives aux déchets sur fonds marins peu profonds sont collectées en utilisant des protocoles qui ont déjà été validés pour les espèces benthiques.

Jusqu'à aujourd'hui, aucun programme d'assurance de la qualité n'a été envisagé pour le contrôle des déchets sur les fonds marins. Pour le MEDITS, les données d'échantillonnage sont collectées dans la base de données DATRAS et participent au contrôle de la qualité des données relatives aux conditions hydrographiques et environnementales. Ce processus peut également encourager l'assurance de la qualité pour les données relatives aux déchets. Des discussions sont actuellement en cours sur la façon d'organiser et d'harmoniser un système spécifique pour collecter, valider et organiser les données par le biais d'une plateforme commune, permettant la révision et la validation des données. Le MEDITS a inclus des données relatives aux déchets à analyser au sein d'un sous-groupe spécifique.

5.8. Conclusions

Envisager les possibilités de conjuguer les efforts en matière de surveillance constitue certainement la meilleure approche en vue de surveiller les déchets sur fonds marins.

Il peut exister d'autres opportunités d'associer les études portant sur les déchets marins avec d'autres études standards (contrôle au sein des réserves marines, plateformes au large, etc.) ou avec des programmes portant sur la biodiversité.

6. Déchets ingérés ou emmêlant des organismes marins, en particulier les mammifères, les oiseaux marins et les tortues marines (déchets dans le biote)

6.1. Portée et questions clés à traiter

En Mer du nord, il existe un indicateur disponible qui exprime l'impact des déchets marins (EcoQO OSPAR). Celui-ci mesure la quantité de déchets ingérés par le fulmar boréal et est employé pour évaluer les tendances temporelles, les différences régionales et la conformité par rapport à une cible définie pour une qualité écologique acceptable dans la région de la Mer du nord (Van Franeker *et al.*, 2011). Un protocole combiné, proposé par TSG-ML, peut être utilisé pour les oiseaux marins en général. Il peut par exemple être appliqué dans le cadre de la surveillance standard des puffins dans certaines zones de la Méditerranée.

Toutefois, des outils alternatifs sont nécessaires pour la mer Méditerranée. Sur la base des informations et expertises disponibles, un protocole de surveillance des déchets marins pour les tortues marines se concentrant sur des paramètres pertinents dans le cas de la Méditerranée est proposé par TSG-ML. L'approche adoptée pour le développement des protocoles relatifs à l'ingestion consiste à appliquer la même catégorisation des déchets marins pour toutes les études portant sur l'ingestion par les vertébrés. Les catégories standards appliquées se basent sur la méthodologie existante pour le fulmar, dans laquelle un certain nombre de catégories de plastiques sont dénombrées et pesées en tant qu'unité.

De plus, davantage de connaissances portant sur l'occurrence de cas d'organismes marins emmêlés sont compilées. Sur la base de ces conclusions, un protocole harmonisé pour l'évaluation de l'utilisation de déchets plastiques pour la confection de nids associée à la mortalité due à l'emmêlement au sein des colonies de nidification des oiseaux, notamment des puffins, est proposé par le TGS-ML pour une application immédiate.

Les cas d'emmêlement chez les animaux échoués, chez les animaux vivants (autres que ceux liés aux nids des oiseaux marins), l'ingestion de déchets par les mammifères marins, l'ingestion de déchets par les invertébrés marins et les recherches portant sur les transferts au sein de la chaîne alimentaire sont reflétés dans le rapport final du TSG-ML. Toutefois, seuls les ingestions et les emmêlements dans des déchets marins pour les mammifères marins sont pris en considération par le TSG-ML en vue de développements supplémentaires tandis que les autres aspects constituent des questions essentielles pour la recherche, mais ne sont pas appropriés pour être recommandés dans le cadre de l'application d'une surveillance à grande échelle à ce stade.

6.2. Oiseaux marins

La méthodologie de l'outil proposé par le TSG-ML se base sur les méthodes de l'Objectif de qualité écologique de l'OSPAR (EcoQO) pour la surveillance des particules de déchets dans les estomacs des fulmars boréaux (*Fulmaris glacialis*). Le contenu des estomacs des oiseaux échoués ou retrouvés morts est utilisé pour mesurer les tendances et différences régionales au niveau des déchets marins. Les informations contextuelles et les exigences techniques sont décrites en détail dans les documents relatifs à la méthodologie EcoQO pour le fulmar. Une étude pilote évaluant les méthodes et les sources potentielles d'erreurs a été menée par Van Franeker & Meijboom (2002). Les procédures de dissection des oiseaux, notamment les marqueurs pour l'âge, le sexe, la cause du décès, etc., ont été spécifiées dans l'ouvrage de Van Franeker (2004). Davantage de détails sur l'EcoQO de l'OSPAR ont été donnés dans OSPAR (2008, 2010a, b) et dans Van Franeker *et al.*, (2011a, 2011b).

Compartiments du milieu marin associés

Les oiseaux marins tels que les fulmars ou les puffins se nourrissent à la surface de la mer. La colonne d'eau, et particulièrement la surface de l'eau, est donc le compartiment du milieu marin concerné lorsqu'il s'agit de quantifier les déchets retrouvés dans les estomacs des fulmars.

6.2.1. Exigences techniques

Les corps des oiseaux sont conservés congelés jusqu'à l'analyse. Des méthodes de dissection standardisées pour les dépouilles des Fulmars ont été publiées dans un manuel spécifique (van Franeker, 2004) et sont calibrées internationalement lors d'ateliers annuels. Les analyses du contenu de l'estomac et les méthodes de traitement des données et de présentation des résultats ont été décrites en détail dans Van Franeker & Meijboom (2002) et mises à jour dans des rapports ultérieurs. La méthodologie a été publiée dans la littérature scientifique reconnue (van Franeker *et al.*, 2011a, b). Par souci de commodité, certaines informations relatives à la méthodologie sont reprises ici de façon condensée.

Lors de la dissection, une série complète de données est notée pour permettre de déterminer le sexe, l'âge, le statut de reproduction, la cause probable de la mort, l'origine, et d'autres paramètres. L'âge, qui est la seule variable ayant une influence sur la quantité de déchets présents dans l'estomac, est principalement déterminé en fonction du développement des organes sexuels (taille et conformation) et de la présence de Bourses de Fabricius (une glande située à proximité de la fin de l'intestin et qui joue un rôle dans le système immunitaire des jeunes oiseaux; elle est bien développée chez les oisillons, mais disparaît au cours de la première année de vie ou peu après). Davantage de détails sont donnés dans Van Franeker 2004.

Après la dissection, les estomacs des oiseaux sont ouverts pour procéder à l'analyse. L'estomac des Fulmars est composé de deux « unités »: dans un premier temps, les aliments sont stockés et commencent à être digérés dans un grand estomac glandulaire (le proventricule) après quoi ils passent dans un petit estomac musculaire (le gésier) où les restes plus durs de la proie peuvent être assimilés par broyage mécanique. Dans le souci du meilleur rapport coût-efficacité de la surveillance, les contenus du proventricule et du gésier sont rassemblés, mais l'option de procéder à des analyses distinctes doit être envisagée lorsque cela est possible.

Le contenu des estomacs est soigneusement rincé dans un tamis à maille d'1 mm et est ensuite transféré dans une boîte à pétri pour être trié grâce à un microscope binoculaire. On utilise une maille de 1 mm, car les mailles plus petites peuvent facilement être obstruées par le mucus provenant de la paroi de l'estomac et par des résidus alimentaires. Les analyses qui ont recours à de plus petites mailles se sont avérées extrêmement coûteuses en termes de temps et il semble que les particules inférieures à 1 mm soient rarement présentes dans les estomacs et contribuent très peu à la masse de plastique.

Si du pétrole ou des polluants chimiques sont retrouvés, ils peuvent être sous-échantillonnés et pesés avant de procéder au rinçage du reste du contenu de l'estomac. Si des substances collantes entravent la suite du traitement des déchets, on utilise de l'eau chaude et des détergents pour nettoyer le matériel comme nécessaire pour pouvoir procéder au tri et au comptage par microscope binoculaire.

Catégories de déchets – informations relatives à la source

Dans l'EcoQO Fulmar, les contenus des estomacs sont triés en différentes catégories et cette catégorisation est également appliquée pour le biote du milieu marin en surveillant l'ingestion chez les oiseaux marins, les tortues marines et les poissons.

La catégorisation du contenu de l'estomac du fulmar est basée sur les « formes » générales de plastiques (feuille, filament, mousse, fragment et autres) ou d'autres caractéristiques générales des détritiques et déchets. Ceci est dû au fait que dans la plupart des cas, les particules ne peuvent pas être explicitement liées à des objets spécifiques. Mais lorsque cela est possible, en l'indiquant dans les fiches techniques, les éléments doivent être décrits et il faut leur attribuer un numéro de catégorie de déchets en utilisant une liste de référence, telle que la "Liste de Référence" développée par le groupe TGS ML.

Pour chaque catégorie/sous-catégorie de déchets, on procède à une évaluation de:

- 1) l'incidence (pourcentage d'estomacs analysés contenant des déchets);
- 2) l'abondance en termes de nombre (nombre moyen d'éléments par individu), et
- 3) l'abondance en termes de masse (poids en grammes, avec une précision à la 4e décimale près)

En raison des variations potentielles dans les données annuelles, il est recommandé de décrire les « taux actuels » comme la moyenne pour toutes les données de la période de 5 ans la plus proche, pour laquelle la moyenne est la "moyenne de la population" qui comprend des individus qui ne présentaient aucune présence de déchets dans l'estomac.

Comme indiqué, la présentation des données EcoQO pour les Fulmars boréaux est basée sur la combinaison des contenus des estomacs glandulaires (proventricule) et musculaires (gésier). Les résultats des différents groupes d'âge sont combinés, excepté pour les oisillons ou les jeunes oiseaux qui doivent être traités séparément. Les altérations potentielles provenant de la structure d'âge dans les échantillons doivent être contrôlées régulièrement.

Fourchette de taille

Dans le modèle de surveillance du fulmar, les contenus des estomacs sont rincés à travers un tamis à mailles d'1 mm avant de procéder à la classification, au comptage et au pesage. La fourchette de taille des plastiques analysés est donc \geq à 1 mm. Les données non publiées sur les détails relatifs à la taille

des particules présentes dans les estomacs des fulmars montrent qu'une taille de maille plus petite ne serait pas utile, car les éléments plus petits sont passés dans l'intestin.

Couverture spatiale

Les oiseaux morts sont ramassés sur les plages ou suite à des décès accidentels tels que les victimes de la pêche à la palangre; les jeunes oiseaux tués sur les routes, etc. (pour la méthodologie, voir Van Franeker, 2004).

Fréquence des études

Un échantillonnage continu est nécessaire. Une taille d'échantillon de 40 oiseaux ou plus est recommandée pour obtenir une moyenne annuelle fiable pour une zone particulière. Toutefois, les années marquées par un faible échantillonnage peuvent également être utilisées dans l'analyse des tendances, dans la mesure où ces dernières sont fondées sur des individus et non sur les moyennes annuelles. Pour obtenir des conclusions fiables sur l'évolution ou la stabilité des quantités de déchets ingérés, des données sur des périodes de 4 à 8 ans (en fonction de la catégorie de déchets) sont nécessaires.

Maturité de l'outil

La méthode est mature et est appliquée.

Applicabilité régionale de l'outil

L'outil est applicable aux régions où l'on retrouve des fulmars; pour les espèces d'oiseaux marins similaires telles que les espèces de la famille des procellariiformes, la méthodologie peut suivre cette approche. Elle peut par exemple être appliquée aux espèces de puffins présentes dans la mer Méditerranée.

6.2.3. Évaluation de la qualité/contrôle de la qualité

La méthodologie à laquelle se réfère cet outil est fondée sur une méthodologie OSPAR commune développée sur plusieurs années avec le CIEM et OSPAR et qui a reçu une pleine assurance de la qualité grâce à sa publication dans la littérature scientifique reconnue (Van Franeker *et al.*, 2011a). La méthodologie EcoQO a été testée dans le détail et appliquée aux Fulmars boréaux *Fulmarus glacialis*, notamment dans les régions de l'Arctique canadien et du Pacifique nord. Tous les aspects de la méthodologie peuvent être appliqués à d'autres oiseaux marins procellariiformes avec pas ou très peu de modifications. Des études cliniques sont menées en utilisant les puffins des zones situées le plus au sud de l'Atlantique nord et de la Méditerranée. Pour les autres familles d'oiseaux, les méthodes peuvent nécessiter une adaptation dans la mesure où la morphologie de l'estomac, l'écologie alimentaire et la régurgitation des contenus indigestes de l'estomac diffèrent et peuvent avoir un impact sur les approches méthodologiques.

Évaluation des tendances

Dans l'EcoQO Fulmar, la signification statistique des tendances relatives aux déchets ingérés, à savoir les plastiques, est basée sur une régression linéaire de données transformées pour la masse de déchets (d'une catégorie choisie) dans les estomacs des individus comparée à l'année de leur ramassage. Les tendances « récentes » sont définies comme obtenues à partir de l'ensemble des données sur la période

de 10 ans la plus proche. L'EcoQO Fulmar se concentre sur les analyses de tendances pour les plastiques industriels, les plastiques de consommation courante et leur total combiné.

6.3. Tortues marines

Le contenu des estomacs des tortues caouannes *Caretta caretta* prises au piège (Linnaeus, 1758) est utilisé pour mesurer les tendances et différences régionales au niveau des déchets marins. Une récente étude pilote évaluant les méthodes et les sources potentielles d'altérations a été menée en 2012 par ISPRA, CNR-IAMC Oristano, Station zoologique de Naples; Université de Sienne, Université de Padoue, ArpaToscana.

Compartiments du milieu marin associés

Caretta caretta se nourrit au niveau de la colonne d'eau et du fond marin. Ces deux compartiments du milieu marin sont donc pris en compte lors de la quantification des déchets trouvés dans les estomacs des tortues caouannes échouées.

6.3.1. Exigences techniques

La tortue caouanne *Caretta caretta* est une espèce protégée (CITES Annexe I), seules les personnes autorisées peuvent donc manipuler ces tortues.

Après avoir trouvé l'animal, sa découverte doit être signalée aux principales autorités et l'opération doit se faire en coordination avec les autorités locales (conformément à la législation nationale). À partir des premières observations et si possible encore sur le lieu de la découverte, certaines données doivent être enregistrées dans une feuille de « Données d'identification ». L'animal doit être transporté dans un centre de services agréé pour être autopsié. Si le corps est dans un état de décomposition trop avancé, l'intégrité de l'appareil digestif doit être évaluée avant d'être traité par l'organisme agréé. S'il n'est pas possible de procéder à l'autopsie immédiatement après la découverte du corps, la carcasse doit être congelée à -16 °C, au sein de la structure de réhabilitation.

Avant de procéder à l'autopsie, des mesures morphométriques doivent être collectées et enregistrées dans une fiche de données appropriée. Il faut procéder à un examen externe de l'animal, notamment à l'inspection de la cavité orale pour détecter la présence potentielle de matières étrangères. La méthodologie suggérée dans le rapport TGS ML peut être appliquée pour procéder à une dissection de l'animal visant à analyser le système gastro-intestinal (GI).

La procédure suivante d'échantillonnage des contenus gastro-intestinaux peut être appliquée à toutes les sections du GI: la section du GI doit être placée dans un broyeur gradué de la taille adéquate, prépesée sur une balance électronique (précision à ± 1 g). La section du GI doit être ouverte et le contenu vidé dans le broyeur à l'aide d'une spatule, suivi du relevé du poids net et du volume du contenu. La section du GI doit être observée et toute présence d'ulcères ou de lésions causés par des objets en plastique dur doit être notée.

Le contenu doit être inspecté pour détecter la présence de goudron, de pétrole, ou de matières particulièrement fragiles qui doivent être retirées et traitées séparément. La partie liquide, le mucus et les matières digérées non identifiables doivent être retirées en nettoyant le contenu à l'eau douce à travers un filtre à maille d'1 mm, suivi d'un rinçage de toute la matière collectée à travers un filtre d'1 mm dans 70 % d'alcool et enfin dans de l'eau douce à nouveau. Le contenu retenu par le filtre doit être placé dans des sacs ou des pots en plastique, étiqueté et congelé, en n'oubliant pas de mentionner

le code de l'échantillon et la section du GI correspondante. Enfin, le contenu peut être envoyé pour procéder à l'analyse.

REMARQUE: si le contenu est conservé dans un fixatif liquide, la mention du composé et le pourcentage de dilution doivent être notés et être communiqués à l'équipe chargée de procéder à l'analyse.

Pour l'analyse du contenu du GI, les composés organiques doivent être séparés de tous autres objets ou matières (déchets marins). La fraction de déchets marins doit être analysée et classifiée à l'aide d'un microscope stéréoscopique, en appliquant l'approche utilisée dans le protocole pour l'ingestion chez les oiseaux (Van Franeker *et al.*, 2005³²; 2011 b; Matiddi *et al.*, 2011³³) et en utilisant une Fiche de Données standardisée.

La fraction de déchets marins doit être séchée à température ambiante et la proportion de matière organique à 30 C. Les deux fractions doivent être pesées, y compris les différentes catégories d'objets identifiés au sein de la fraction de déchets marins. Le volume de déchets trouvés doit également être mesuré, par la variation du niveau d'eau dans un broyeur gradué, lorsque les objets sont immergés sous vide. Si possible, différentes catégories d'« aliments » doivent également être identifiées. Dans le cas contraire, le contenu séché doit être placé dans des sacs étiquetés et envoyé à un taxonomiste expert.

Une méthode de remplacement à appliquer à l'échantillonnage des déchets excrétés par les tortues marines vivantes (analyse des boulettes fécales) dans le cas où l'on retrouverait un spécimen en vie est recommandée par le TSG-ML.

Extraction de données

En appliquant le protocole pour les oiseaux marins, l'abondance en termes de masse (poids en grammes, avec une précision à la 3e décimale près) est la principale information utile dans le cadre du programme de surveillance.

L'entrée des données est réalisée en utilisant un Formulaire standardisé.

Catégories de déchets – informations relatives à la source

Pour les analyses menées sur les tortues, les contenus des estomacs sont classés dans les mêmes catégories que pour les oiseaux. En suivant la méthode appliquée pour les oiseaux marins, l'abondance en termes de masse (poids en grammes, avec une précision à la 3e décimale près) est la principale information utile dans le cadre du programme de surveillance. D'autres informations telles que la couleur des objets, le volume de déchets, les différents types de déchets, les différentes incidences des déchets dans l'œsophage, l'intestin et l'estomac, l'incidence et l'abondance en termes de nombre par catégorie de déchets, sont utiles pour la recherche et l'analyse d'impact.

Fourchette de taille

³² Van Franeker, J.A., Heubeck, M., Fairclough, K., Turner, D.M., Grantham, M., Stienen, E.W.M., Guse, N., Pedersen, J., Olsen, K.O., Andersson, P.J. et Olsen, B. 2005. 'Save the North Sea' Fulmar Study 2002-2004: a regional pilot project for the Fulmar-Litter EcoQO in the OSPAR area. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1162. pp. 70.

³³ Matiddi, M., van Franeker, J.A., Sammarini, V., Travaglini, A. et Alcaro, L. 2011. Monitoring litter by sea turtles: an experimental protocol in the Mediterranean. Compte-rendus de la 4e Conférence sur les tortues marines de Méditerranée. 7-10 Novembre, Naples.

≥1 mm (les contenus des estomacs sont rincés à travers un tamis à maille d'1 mm)

Couverture spatiale

Les tortues marines décédées sont ramassées au niveau des plages ou au large pour les morts accidentelles comme les victimes de la pêche à la palangre (prises accidentelles) ou de collisions avec des bateaux.

Fréquence des études

Un échantillonnage continu est nécessaire. La taille minimum de la population échantillonnée par année et la période d'échantillonnage doivent être établies pour obtenir des conclusions fiables sur l'évolution ou la stabilité au niveau des quantités de déchets ingérés.

Maturité de l'outil

L'outil n'est pas considéré comme abouti à ce stade. Des programmes de surveillance spécifiques sont nécessaires.

Applicabilité régionale de l'outil

L'outil est applicable à la région de la mer Méditerranée.

6.3.2. Assurance de la qualité/contrôle de la qualité

Il existe un manque d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité (AQ/CQ) en raison de l'absence de programmes de surveillance à long terme. Davantage de publications dans la littérature scientifique reconnue sont nécessaires.

Évaluation des tendances

Des programmes de surveillance spécifiques à long terme sont nécessaires.

Définitions des cibles

Des programmes de surveillances spécifiques à long terme sont nécessaires.

6.4. Considérations sur les options supplémentaires de surveillance des impacts des déchets marins sur le biote

6.4.1. Taux d'emmêlement parmi les animaux échoués

Les blessures ou décès directs sont plus facilement observés et donc plus fréquemment signalés pour l'emmêlement que pour l'ingestion de déchets. Ceci s'applique à tous les organismes, mammifères marins, oiseaux, tortues, poissons, crustacés, etc.

Il est toutefois difficile, en se basant uniquement sur l'apparence externe d'un animal, d'identifier si un individu en particulier est mort parce qu'il s'est emmêlé dans des déchets ou en raison d'autres causes, principalement en s'emmêlant dans des engins de pêche actifs (prises accidentelles). Il est toutefois possible de distinguer les animaux décédés d'une mort rapide due à l'emmêlement et à une mort soudaine dans des engins de pêche actifs et ceux qui ont subi une mort lente après s'être emmêlés

dans des morceaux de filets, des cordes ou d'autres déchets, car les oiseaux emmêlés qui le sont restés un certain temps avant de mourir sont émaciés.

La proportion d'oiseaux marins retrouvés morts emmêlés avec des restes de déchets prouvant la cause de la mort est extrêmement faible. L'utilisation potentielle d'oiseaux emmêlés échoués comme indicateurs d'une mortalité due aux déchets fera l'objet d'un examen plus approfondi de la part de TSG-ML.

Chez les mammifères marins, le nombre d'animaux échoués et particulièrement de cétacés est souvent élevé et beaucoup d'entre eux présentent des marques corporelles qui suggèrent un emmêlement, bien qu'il soit dans l'ensemble rare de retrouver des restes de cordes ou de filets sur les corps. Étant donné que dans de nombreux endroits, il existe déjà des réseaux efficaces de surveillance des échouages, les mammifères marins retrouvés morts doivent, autant que possible, faire l'objet d'investigations pathologiques comprenant une estimation de la cause de la maladie et du décès et du rôle joué par les déchets marins.

Cette question sera davantage examinée et le développement d'un protocole de surveillance spécifique pour l'emmêlement des mammifères marins dans des déchets marins sera envisagé dans le prochain rapport du TSG ML.

6.4.2. Ingestion de déchets par les mammifères marins et emmêlement

L'ingestion des déchets par un grand nombre de baleines et de dauphins est un fait connu. Bien que les taux connus d'incidence de déchets ingérés soient généralement trop faibles pour justifier la recommandation d'un suivi ECAP standard à ce stade, il peut également être argumenté que le nombre d'animaux faisant l'objet d'un examen pathologique est lui aussi faible. Les mammifères marins retrouvés morts, doivent, dans la mesure du possible, faire l'objet d'examens pathologiques devant inclure une estimation de la cause de la maladie et de la mort et du rôle éventuel joué par l'ingestion de macro- et microdéchets marins.

Le développement d'un protocole de surveillance de l'ingestion de déchets marins pour les différentes catégories de taille par les mammifères marins sera donc envisagé dans le prochain rapport du TSG ML. Une surveillance opportuniste des mammifères marins est envisagée dans le cadre de la composante des caractéristiques démographiques de la population des indicateurs communs de la biodiversité de l'EcAp.

7. Microdéchets (avec une référence particulière aux microplastiques)

7.1. Introduction aux microdéchets

Les microparticules sont en effet constituées des mêmes matériaux que d'autres types de déchets; il s'agit simplement de morceaux de déchets situés dans la limite la plus basse de la fourchette de taille. Des microparticules composées de toute une série de types de matériaux courants notamment les déchets tels que le verre, le métal, le plastique et le papier sont indubitablement présents dans l'environnement. On s'intéresse particulièrement aux microplastiques, ce qui signifie qu'ils sont considérés comme étant la composante la plus importante des microdéchets présents dans l'environnement. Cette affirmation est principalement fondée sur la fréquence des signalements de microplastiques (Hidalgo-Ruz *et al.* 2012), mais des proportions relatives de types de matériaux seront

influencées par les conditions physiques de l'habitat échantillonné; par exemple, il est improbable de trouver des microdéchets composés de métal et de verre flottant à la surface de la mer.

Lorsqu'il a été décrit pour la première fois, le terme microplastique était employé pour faire référence à des particules véritablement microscopiques aux alentours de 20 µm de diamètre (Thompson *et al.* 2004). La définition a depuis été élargie pour inclure toutes les particules d'une taille inférieure à 5 mm (Arthur *et al.* 2009). Les microplastiques sont largement dispersés dans l'environnement et sont présents dans la colonne d'eau, sur les plages et sur le fond marin.

L'ECAP prend cela en compte afin d'atteindre le BEE pour lequel les quantités de microplastiques présentes dans l'environnement n'engendrent pas de préjudice. Au moment de définir les critères méthodologiques, il est essentiel de reconnaître que les impacts potentiels des microplastiques sur les organismes et l'environnement (c'est à dire le « préjudice » qu'ils pourraient causer du point de vue de l'ECAP) échappent en partie à notre compréhension.

Une limite supérieure de 5 mm a été largement (mais pas exclusivement) adoptée et dans le cadre de l'ECAP, il est suggéré de prendre comme limite supérieure les objets inférieurs à 5 mm dans leur dimension maximum comme recommandé par le TSG-ML. Les définitions actuelles ne mentionnent pas explicitement de limite inférieure de taille et les limites inférieures de taille ont rarement été décrites pour les concentrations de microplastiques dans l'environnement. On suppose probablement que la limite inférieure de taille correspond à la largeur de maille du filet ou du tamis au travers duquel l'échantillon est passé lors de l'échantillonnage, de la préparation de l'échantillon ou de l'extraction. Les limites de taille des particules de microplastiques pouvant être rapportées dépendent également de la méthode de détection: dans de nombreux cas une inspection visuelle à l'aide d'un microscope. Lors de l'identification des microparticules, il existe également des limites de taille imposées par les techniques analytiques utilisées (ex.: échantillon minimum admissible pour la détection et l'analyse). Un élément important dans la mise en place de méthodes et protocoles standardisés au sein de l'ECAP consistera d'abord à définir la fourchette de taille appropriée, et cet aspect est pris en considération dans le rapport du TSG-ML.

Après une première période de découverte, la recherche sur les microplastiques se trouve maintenant à une étape de développement où un manque apparaît au niveau des instruments d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité (AQ/CQ) disponibles: ex.: aucune organisation n'offre pour le moment de programmes de perfectionnement ou de test de compétences, il n'y a eu aucune étude inter-laboratoires, aucun matériel de référence certifié n'est disponible, aucun protocole standardisé d'analyse et d'échantillonnage n'a été publié, aucun certificat d'accréditation n'a été émis et certaines procédures appliquées n'ont toujours pas été validées. Les approches pour l'AQ/CQ seront donc très utiles à l'évaluation des sources de variabilité et d'erreur et pour augmenter la fiabilité des données collectées.

Les microplastiques comprennent un assemblage très hétérogène de particules qui varient en taille, en forme, en couleur, en densité spécifique, en type de polymère et d'autres caractéristiques. Pour effectuer des comparaisons pertinentes et pour répondre aux questions spécifiques et tester les hypothèses par le biais de la surveillance, il est important de définir les critères méthodologiques pour quantifier les métriques telles que par exemple l'abondance, la distribution et la composition des microplastiques et pour assurer que le travail d'échantillonnage suffit pour détecter les effets concernés. Les protocoles de surveillance des microplastiques dans les sédiments, à la surface de la mer et dans le biote ont été élaborés par le TSG-ML. Jusqu'à présent, notre compréhension des sources, de la distribution et du destin des microplastiques dans l'environnement est très limitée, tout

comme notre compréhension de tous les effets associés sur la vie sauvage. Il n'est en conséquence pas possible de présenter des procédures opérationnelles standard pleinement validées. En revanche, TSG-ML présente des recommandations pour la surveillance soutenues par une discussion relative aux considérations et limites en fonction de l'état des connaissances au moment de la rédaction. Il prend en considération le modèle de surveillance, l'échantillonnage, l'analyse et la présentation de rapports. L'objectif du texte du TSG-ML est d'examiner la cohérence et la comparabilité de la collecte des données futures en recommandant des approches.

7.2. Méthodes générales d'échantillonnage

L'échantillonnage des microplastiques dans les différents principaux environnements marins (surface de la mer, colonne d'eau, sédiment et biote) a été abordé en utilisant diverses méthodes: les échantillons peuvent être sélectifs, globaux, ou prétraités pour réduire leur volume (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

La majorité des études utilisent une combinaison de ces étapes après lesquelles une étape de purification est nécessaire pour séparer les microdéchets et les particules naturelles. La caractérisation visuelle est la méthode la plus couramment utilisée pour l'identification des microplastiques (les critères utilisés étant le type, la forme, le niveau de dégradation et la couleur). Les caractéristiques chimiques et physiques (ex.: la densité spécifique) peuvent également être utilisées. Toutefois, la méthode la plus fiable consiste à identifier la composition chimique des microplastiques par spectroscopie infrarouge (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Cette approche nécessite un équipement qui peut être considéré comme relativement coûteux comparé à l'échantillonnage de gros éléments de déchets.

Dans l'ensemble des quatre compartiments (surface de la mer, colonne d'eau, sédiment et biote), le TSG-ML recommande de quantifier les microplastiques s'inscrivant dans une fourchette de taille allant de 20 µm à 5 mm. Vu que la limite de la taille inférieure correspond probablement à la taille de la maille du filet ou de la passoire à travers lequel/laquelle l'échantillon passe durant l'échantillonnage, la préparation ou l'extraction des échantillons, à des fins d'échantillonnage, la taille est de 330 µm dans la majorité des cas. Les microplastiques doivent être classés en fonction de leurs caractéristiques physiques, notamment la taille, la forme et la couleur. Les catégories utilisées pour décrire l'apparence des microplastiques sont accessibles dans le rapport du TSG-ML. Afin d'atteindre la plus grande efficacité concernant la fréquence de l'échantillonnage, il est recommandé d'échantillonner les microparticules parallèlement à d'autres programmes d'échantillonnage de routine. L'échantillonnage de la surface de la mer peut être inclus dans des programmes de surveillance de routine.

Échantillonnage de l'eau de mer pour les microplastiques

Les échantillons d'eau de mer sont principalement prélevés à l'aide de filets, le principal avantage étant de pouvoir échantillonner de grands volumes d'eau rapidement, en retenant les matières souhaitées. La majorité des études au niveau des eaux de surface ont utilisé des filets à Neuston et celles portant sur la colonne d'eau des filets à zooplancton. Un autre instrument, déployé à l'échelle mondiale et qui a également été utilisé pour l'échantillonnage de microplastiques, est l'enregistreur continu de plancton (CPR). Les caractéristiques les plus significatives des filets d'échantillonnage sont la taille des mailles et la zone d'ouverture du filet. Les tailles de maille utilisées pour l'échantillonnage des microplastiques varient entre 0,053 et 3 mm, avec une majorité des études (plutôt que des échantillons individuels collectés) allant de 0,30 à 0,39 mm. L'ouverture du filet pour les ouvertures rectangulaires des filets à Neuston (surface de la mer) allait de 0,03 à 2,0 m². Pour les filets bongo circulaires (colonne d'eau), l'ouverture du filet allait de 0,79 à 1,58 m². La longueur du filet pour les

échantillons à la surface de la mer a varié de 1,0 à 8,5 m, la plupart des filets faisant 3,0 à 4,5 m de long. Des techniques ayant recours à un dispositif permettant de collecter l'eau de mer et de la filtrer à bord du bateau sont actuellement développées lorsque l'arrivée d'eau du navire est utilisée, en collectant l'eau de mer sur les côtés du bateau à des profondeurs spécifiques, variant généralement entre 4m et 1 m de profondeur. L'eau de mer est filtrée à travers des tamis ou des filets dans des récipients clos après quoi ces derniers peuvent être enlevés et analysés pour rechercher les microplastiques.

Une considération essentielle lors de la collecte des échantillons d'eau de mer est le coût du temps passé à bord du bateau. D'où l'avantage de procéder à l'échantillonnage au cours d'expéditions existantes ou à partir de programmes de surveillance existants tels que l'Enregistreur continu de plancton. Les filets bongo et Manta ont été utilisés à la surface de la mer. Avec les filets, il est important de déployer le chalut hors de la zone du sillage dans la mesure où les turbulences à l'intérieur de la zone du sillage ne permettent pas de récolter un échantillon représentatif. Un tangon de spi ou un cadre « A » peut être utilisé pour déployer le chalut loin des bords du navire. Il sera nécessaire de garder un œil attentif sur le filet au cours du chalutage afin d'observer sa performance et d'ajuster la vitesse et la longueur du câble si nécessaire. Il est recommandé d'éviter de procéder à l'échantillonnage lors du pic d'éclosion du plancton, car cela pourrait obstruer le filet.

Dans la mesure où la majorité des plastiques flottent, ceux-ci sont susceptibles de s'accumuler à la surface de la mer. Les techniques d'échantillonnage en surface peuvent être utilisées à proximité des côtes, mais leur utilisation est limitée à des conditions climatiques calmes, tandis que le CPR et d'autres approches sous la surface peuvent être utilisés dans des conditions climatiques plus difficiles. Des chaluts Manta à haute vitesse peuvent être déployés dans de nombreuses conditions et états de la mer, mais le CPR est la méthode la moins sensible à l'état de la mer et permet de prélever des échantillons à une profondeur moyenne de 6 m. Les chaluts Manta peuvent être utilisés pour échantillonner de grands volumes d'eau en surface, mais sont relativement peu sensibles aux fractions de plus petite taille (< 1 mm) qui peuvent être difficiles à distinguer ou à trier étant donnée la surface importante du filet. Le CPR a une ouverture beaucoup plus petite (environ 1,6 cm²) et permet donc d'échantillonner des plus petites quantités d'eau au km, mais peut être déployé sur de beaucoup plus longues périodes (distances) que le chalut Manta sans s'obstruer. Avec le CPR, la totalité du filtre est scellée automatiquement puis transférée au laboratoire pour être examinée au microscope. Les données préliminaires indiquent que le CPR et les filets Manta collectent des quantités similaires de débris par unité de volume d'eau échantillonnée; toutefois, en raison de la plus grande ouverture des filets tels que le Manta, la quantité de débris collectés par distance remorquée est substantiellement plus importante que pour le CPR. Lors du chalutage, il est important de maintenir un cap stable et linéaire à vitesse constante. Un chalut Manta à grande vitesse peut être déployé jusqu'à 8 nœuds, en augmentant la vitesse lentement jusqu'à atteindre la vitesse maximum. Des vitesses plus élevées réduisent la capacité à filtrer l'eau de mer, créant un sillage en arc devant le chalut.

Actuellement, il n'est pas opportun de recommander une approche au détriment des autres. Chaque approche a des avantages et des inconvénients et peut être préférable selon la disponibilité local/opportunités d'échantillonnage et les caractéristiques de la zone à échantillonner. La recommandation du TSG ML est d'obtenir des échantillons de l'eau de mer et d'assurer que les détails suivants sont enregistrés afin d'accompagner chaque échantillon : type de filet, ouverture, dimensions de la maille (de préférence 333 µm de maille, 6m de longueur pour la meilleure inter-comparabilité entre les programmes d'échantillonnage). Il n'est pas possible de préciser la durée standard de transport étant donné qu'à certains moments de l'année, par exemple pendant la prolifération de plancton, les filets peuvent facilement se boucher avec des matières naturelles les rendant inefficaces)

une durée de 30m est suggérée et la durée du chalutage et le volume d'eau estimé doivent être enregistrés. Les échantillons des filets doivent être conservés dans des bocaux en verre en prenant soin de rincer le matériel le plus soigneusement possible des côtés du filet en utilisant de l'eau filtrée. Les microparticules sont enregistrées en tant que quantité totale de ces dernières capturées par le filet au cours de son déploiement.

Le rapport TSG-ML fournit des informations détaillées sur les analyses de laboratoire des échantillons de microplastiques collectés sur le terrain et un protocole détaillé pour l'échantillonnage des eaux de surface.

VII. ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE 7 : ALTERATION DES CONDITIONS HYDROGRAPHIQUES

1. INTRODUCTION

1.1 Identification des questions à aborder

La surveillance, au sens du présent objectif écologique, vise à aborder tous les développements de grande envergure, ayant le potentiel de changer les conditions hydrographiques, soit à une grande échelle ou à travers l'effet cumulé avec d'autres développements. Aux fins de cet indicateur commun, lié à l'objectif opérationnel de l'ECAP relatif aux constructions et aux installations, il est recommandé de se concentrer sur les constructions dans les eaux côtières ou dans la mer ouverte (y compris les champs d'éoliennes, les réseaux de dispositifs d'extraction de l'énergie océanique, les aéroports en mer, les îles artificielles et les installations aquacoles).

La surveillance, au sens du présent objectif écologique, vise à aborder les altérations permanentes des conditions hydrographiques. Il est donc important de faire la différence entre les changements permanents et les changements temporaires en tenant compte du potentiel de reconstitution, les délais correspondants devant eux aussi être considérés. Dans le cadre d'une première approche, les constructions durant plus de 10 ans peuvent être considérées comme permanentes.

Ainsi qu'il a été dit plus haut, le présent objectif écologique vise à aborder les nouveaux développements. C'est pourquoi il conviendra de choisir une base de référence dans un (très) proche avenir, sur laquelle pourra s'appuyer la surveillance en vue du bon état recherché. Cela ne signifie pas que l'état actuel peut ou devrait être maintenu dans toutes les circonstances; il est important de reconnaître qu'il peut y avoir de bonnes raisons d'accepter qu'une activité change les conditions hydrographiques et que certains de ces changements puissent n'être que temporaires. Des efforts devraient néanmoins être faits pour empêcher de plus amples détériorations et pour minimiser tout effet négatif sur l'écosystème.

L'approche de cet Objectif Ecologique consisterait à suivre et à enregistrer les applications de permis pour tout développement proposé qui serait considéré suffisamment important pour avoir le potentiel de modifier les conditions hydrographiques. Les Parties Contractantes auraient donc besoin de garantir que tout développement ayant le potentiel d'affecter les conditions hydrographiques soit enregistré. Cela confirmera s'il y a besoin davantage de conditions pour l'émission de permis, la surveillance ou l'évaluation pour le gouvernement, les autorités responsables des permis marins ou les développeurs.

Il serait nécessaire d'avoir une coordination étroite au niveau de la surveillance dans le cadre de l'Objectif Ecologique de la Biodiversité (et en temps opportun dans le cadre des Objectifs Ecologiques de l'Intégrité du Fond Marin et les Réseaux Trophiques) en raison des liens qui existent entre les différents objectifs. En effet, les buts et les indicateurs de ces Objectifs Ecologiques peuvent également être relatifs à l'Objectif Ecologique 7.

1.2 Surveillance des caractéristiques physiques

Les caractéristiques physiques considérées comme à surveiller sont les suivantes: données bathymétriques, topographie des fonds marins, vitesse des courants, exposition aux vagues, turbulence et turbidité. La connaissance des échelles de temps locales, dominantes et reliées aux paramètres, de la variabilité naturelle, est une condition préalable à une évaluation fiable des changements des conditions hydrographiques de base.

Même si le changement climatique est considéré comme faisant partie des conditions environnementales prévalant et n'est par conséquent pas explicitement abordé dans le cadre de l'approche écosystémique, les effets du changement climatique doivent être pris en compte pour

l'interprétation des données de surveillance. C'est pour cette raison que l'existence d'un programme de surveillance adéquat, capable de décrire les changements à grande échelle du contexte général de base, jointe à des ensembles de données à long terme, est une exigence implicite pour le présent objectif écologique et pour l'approche écosystémique dans son entièreté.

1.3 Évaluation des impacts

Pour évaluer les impacts, tout programme de surveillance préparé pour satisfaire aux exigences de l'objectif écologique 7 devrait être conçu de manière à déterminer l'étendue et l'intensité de tout changement dans le régime hydrographique, résultant des activités humaines. Une telle tâche pourrait être entreprise dans le cadre d'une EIE et/ou d'une SEA.

En raison de leurs conséquences sur les changements de la remise en suspension des sédiments et de l'enrichissement en éléments nutritifs, les changements des forces de cisaillement sur le fond constituent un bon exemple des modifications de l'environnement dynamique du fond marin ayant des effets sur le développement des biotes. Les mesures directes ne sont pas faciles et sont généralement déduites des mesures du mouvement des vagues. Les mesures du mouvement des vagues seront ainsi importantes pour la surveillance dans des eaux moins profondes dans la limite où le fond marin est affecté par l'action des vagues. La variation répétitive de la pression, provoquée par les vagues au niveau du fond marin, facilite l'érosion des sédiments friables de sorte qu'une augmentation de la hauteur des vagues dans les eaux moins profondes peut augmenter significativement l'érosion d'un habitat particulier.

2. Stratégie de surveillance

La surveillance des conditions hydrographiques pourrait être traitée de deux manières:

- Surveillance visant à donner des informations de base, à différentes échelles spatiales et temporelles, sur les variations des conditions hydrographiques qui pourraient ne pas être liées (du moins pas directement) aux activités humaines;
- Surveillance spécifique aux fins de l'objectif écologique 7 pour évaluer l'étendue de la zone touchée par les altérations et les impacts en se concentrant sur la liste des zones où des altérations pourraient être attendues en raison de nouveaux développements.

Si les conditions hydrographiques sont inconnues, elles sont initialement surveillées sur la zone marine toute entière afin de caractériser le régime hydrographique et fournir des informations de base sur les caractéristiques physiques et l'établissement des modèles hydrographiques à utiliser dans l'évaluation des activités humaines. Une attention particulière serait accordée à la surveillance des conditions hydrographiques dans les zones sensibles, comme les aires marines protégées, les aires de reproduction, de frai et d'alimentation, ainsi que les routes de migration des poissons, des oiseaux de mer et des mammifères marins. Les paramètres, les positions de surveillance et les fréquences sont définies sur la base de la variabilité naturelle locale (à la fois dans le temps et dans l'espace) mais aussi eu égard aux impératifs dus aux besoins des autres objectifs écologiques/indicateurs en quête d'informations de base.

2.1 Sélection des méthodes de surveillance

La sélection des méthodes de surveillance pour quelques paramètres hydrographiques pourrait prendre les éléments suivants en considération:

- Les produits et services satellitaires, qui peuvent fournir des données sur toute la zone, en temps quasi-réel;

- L'utilisation de dispositifs autonomes ou de navires scientifiques, qui permet de collecter des données à haute résolution (courants, vagues, caractéristiques de mélange, etc.), y compris des données sur le développement de la stratification verticale, la circulation, la répartition de masses d'eau etc.;
- L'utilisation de modèles numériques des circulations et des écosystèmes, qui permet de caractériser les conditions prévalant sur de vastes zones maritimes et de prévoir les changements locaux dus aux impacts humains directs;
- D'autres systèmes d'observation océanographique opérant à l'échelle mondiale ou régionale, qui fournissent des prévisions maritimes et peuvent aussi faire partie de la surveillance menée dans le cadre de l'objectif écologique 07;
- L'évaluation à l'échelle du bassin des changements hydrographiques et les rapports d'états locaux, qui peuvent fournir de précieuses informations sur les changements à long terme.

Cette approche (modifiée selon que de besoin) pourrait aussi être généralisée à d'autres paramètres décrivant les conditions hydrographiques.

Il est recommandé que la surveillance des effets des changements hydrographiques ne vise pas au premier chef à effectuer des mesures de terrain dans la zone touchée, mais se concentre sur la modélisation des changements imputables aux activités humaines dans la zone (cela peut être entrepris dans le cadre de l'EIE et/ou de la SEA), à l'aide de modèles correctement étalonnés, validés par des ensembles de données *in situ*. Cela permettra de déterminer l'étendue de tout changement d'un quelconque paramètre, y compris l'ampleur que ce changement prendra dans une certaine zone. L'effet sur les écosystèmes marins et côtiers pourra être déterminé à partir de ce point de départ. Des mesures sur le terrain seront nécessaires dans les zones où les changements sont suffisamment importants pour avoir des effets significatifs sur l'écosystème marin, stade auquel la vérification sur place sera considérée comme appropriée. Dans une telle situation, la surveillance continue des changements dans les habitats pourrait servir à signaler tout effet des altérations hydrographiques permanentes. Même lorsqu'il n'y a pas d'indication claire qu'une activité causera une importante altération hydrographique, il sera nécessaire de confirmer la prédiction des modèles par quelques mesures de terrain minimales.

2.2 Considérations relatives à l'échelle de surveillance appropriée pour l'objectif écologique 7

Selon l'objectif écologique 7, les altérations des conditions hydrographiques ne devraient pas nuire aux écosystèmes marins et côtiers. Comme les interventions humaines sur les conditions hydrographiques, en ce concerne l'impact potentiel sur les écosystèmes, sont difficilement visibles à très grande échelle, c'est-à-dire à l'échelle de la sous-région (par exemple la Méditerranée occidentale), il sera nécessaire d'envisager en premier lieu des échelles plus petites, afin de construire une image complète du Bon état écologique (BEE) à l'échelle pertinente. Il convient de noter que l'utilisation de très petites échelles pour déterminer le BEE ne peut convenir, puisque l'on n'est pas en mesure de les connecter directement à l'état des écosystèmes requis par l'approche écosystémique.

VIII. ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 8: ÉCOSYSTÈMES ET PAYSAGES CÔTIERS

1. Introduction

La Méditerranée connaît un taux d'occupation de ses côtes particulièrement fort et croissant. Les zones côtières jouent un rôle clef dans le développement économique des régions et des pays car elles sont une source significative de divers biens et services. Les paysages côtiers sont continuellement altérés par l'ajout d'infrastructures indispensables au maintien des activités résidentielles, commerciales, de transport et touristiques. La transformation des paysages côtiers du fait de l'urbanisation ne se limite à la partie terrestre. La zone intertidale et les eaux estuariennes et marines proches du rivage sont aussi de plus en plus altérées par la perte et la fragmentation des habitats naturels, et par la prolifération de toutes sortes de structures bâties, telles que les ports, marinas, brise-lames, digues, jetées et pilotis.

D'un point de vue morphologique le rivage méditerranéen est de type rocheux à 54 % et sédimentaire à 46 %. Cette dernière catégorie se caractérise par des écosystèmes importants mais fragiles tels que des plages, dunes, deltas et lagunes, fortement exposés aux processus côtiers, c'est-à-dire à l'érosion et à de violentes tempêtes, ou aux conséquences du changement climatique, comme l'élévation du niveau des mers (PAM/PNUE/PAP, 2001).

La zone côtière est une zone dynamique où les changements sont naturels. Les infrastructures côtières artificielles causent des dommages irréversibles aux paysages, des pertes d'habitats et de biodiversité, et ont une forte influence sur la configuration du littoral. De fait, les perturbations physiques dues au développement des structures artificielles dans la frange littorale peuvent influencer le transport des sédiments, réduire la capacité du littoral à répondre aux facteurs de forçage naturels et fragmenter l'espace côtier.

En dépit des impacts connus sur les écosystèmes, l'utilisation des ressources côtières ne montre aucun signe de stabilisation. Il est prévu que le recours aux structures dures de défense côtière va se renforcer, en réponse aux prévisions d'élévation du niveau des mers et d'amplification de l'intensité et de la fréquence des grandes tempêtes (Michener et al., 1997). La croissance à long terme du commerce mondial conduira vraisemblablement à plus de développement encore des infrastructures liées à la navigation. Du fait que les navires s'agrandissent et transportent davantage de conteneurs, certains ports auront besoin de s'agrandir aussi. Cela peut conduire à étendre ces ports sur les terres adjacentes ou à gagner des terres sur la mer (REMPEC, 2008). De plus, l'urbanisation côtière spontanée due à l'industrie du tourisme constitue une force motrice en expansion dans la région méditerranéenne.

L'article 8 du Protocole relatif à la gestion intégrée des zones côtières (GIZC) (PAM/PNUE/PAP, 2008) prévoit clairement l'institution le long des côtes d'une zone de retrait de 100 mètres, en tant que mesure communément acceptée, jouant un rôle important dans la préservation des habitats naturels, des paysages, des ressources naturelles et des écosystèmes, ainsi que dans la prévention et/ou la réduction des effets des risques côtiers. De plus, sa définition devrait être basée sur une approche intégrée tenant compte de divers processus physiques côtiers, services écosystémiques, résistance de la côte et exposition aux activités de développement, ainsi que des établissements humains et des infrastructures situés le long des côtes (Rochette, J. et al., 2010).

L'une des particularités de l'approche écosystémique (par comparaison avec la Directive-cadre "stratégie pour le milieu marin" de l'Union européenne) est l'inclusion de l'objectif écologique centré

sur la côte et la fusion (*OE8 - La dynamique naturelle des zones côtières est conservée et les écosystèmes et les paysages côtiers sont préservés*). Cet objectif fait écho aux buts de la Convention de Barcelone d'inclure ou couvrir aussi les zones côtières dans l'évaluation, ce qui est devenu une obligation légale avec la récente entrée en vigueur de son Protocole relatif à la gestion intégrée des zones côtières (GIZC).

Ainsi, la couverture spatiale de cet OE s'étend jusqu'à la partie terrestre de la zone côtière. L'OE8 met en relief la nature intégrée de la zone côtière, particulièrement à travers la considération des parties terrestres et marines en tant qu'éléments constitutifs.

Les aires de la côte méditerranéenne sont particulièrement menacées par le développement côtier qui modifie le littoral à travers la construction de bâtiments et d'infrastructures. Toutefois, il n'y a pas eu de surveillance systématique, particulièrement pas de surveillance quantitative ou toute autre tentative pour systématiser les caractéristiques des écosystèmes côtiers sur une base méditerranéenne plus vaste. L'évaluation de l'état dans le cadre de l'OE8 vise, en effet, à combler cet écart.

La complexité des écosystèmes côtiers rend leur évaluation très difficile à tous les niveaux et dans toutes les zones. Les deux objectifs opérationnels de cet OE (8.1. et 8.2.) font référence à plusieurs composantes importantes des écosystèmes côtiers. Le premier objectif opérationnel (*8.1 La dynamique naturelle des littoraux est respectée et les zones côtières sont en bonne condition*) faisant référence à la "dynamique naturelle", se limite essentiellement à la question de l'érosion côtière. Le second objectif opérationnel (*8.2 L'intégrité, la diversité et la géomorphologie des paysages et des écosystèmes côtiers sont maintenues*) fait référence à l'intégrité des écosystèmes côtiers, qui est particulièrement exprimée à travers les paysages côtiers (PNUE/PAM, 2013).

L'indicateur commun côtier "Longueur du littoral soumis aux perturbations physiques en raison de l'influence des structures/ouvrages artificiels" s'inscrit dans le cadre de l'Objectif Opérationnel 8.1. Il comprend la dynamique côtière en tant que partie intégrante de l'EcAp. Il est à rappeler que les principaux impacts de l'érosion côtière dus aux pressions produites par l'homme sont couverts par l'ensemble des indicateurs de l'Objectif Opérationnel 8.1³⁴. Ces derniers couvrent la longueur de l'instabilité et/ou de l'érosion côtière (indicateur 8.1.1), les changements dans les flux entrants de sédiments (indicateur 8.1.2), les mesures de recharge des plages (indicateur 8.1.3) et, finalement, l'indicateur commun côtier approuvé, faisant référence au littoral construit par l'homme (indicateur 8.1.4).

L'objectif de surveillance de l'indicateur commun de l'OE8 est double: (i) quantifier le taux et la distribution spatiale de l'artificialisation du littoral méditerranéen et (ii) assurer une meilleure compréhension de l'impact de ces structures sur la dynamique du littoral. Il a en effet un objectif opérationnel sur l'impact, qui est donc associé aux mesures d'exécution concrètes relatives à des activités humaines spécifiques (p. ex. mesures de gestion appropriées) pour réduire les impacts négatifs et rapporter le progrès vers la réalisation du BEE.

Il existe des normes, des méthodologies et des lignes directrices internationales pour l'évaluation et la surveillance de certains indicateurs pertinents pour les objectifs écologiques du BEE, comme dans l'OE9 Contaminants ou l'OE5 Eutrophisation (sous réserve d'adaptation selon les spécificités locales ou régionales) (Commission européenne, 2011a). Tel n'est pas le cas des indicateurs liés à l'OE8 Écosystèmes côtiers. Cet Objectif Ecologique n'a pas de précédent dans les initiatives d'autres

³⁴ Décision 20/4 de la 17ème réunion des Parties Contractantes à Paris, en 2012.

approches écosystémiques régionales, telles HELCOM ou OSPAR. Du fait, l'indicateur commun du littoral EcAp ne correspond pas à ceux proposés par MSFD et par d'autres initiatives.

En outre, au-delà du document de travail PNUE/PAM, (2013), aucun document légal de la Convention de Barcelone n'apporte une référence de base concernant l'objectif et l'étendue de cet indicateur. Ainsi, les lignes directrices techniques, les méthodologies approuvées et les paramètres appropriés pour le Programme de Surveillance et d'Évaluation Intégré à l'avenir, demeurent insuffisants, en général. Pour cette raison-là, le présent document dote le Groupe de Correspondance spécifique sur la Surveillance (CORMON) d'une première approche pour clarifier et harmoniser les lignes de base spécifiques conceptuelles et techniques de l'indicateur commun côtier en réponse aux objectifs s'inscrivant dans le cadre de l'OE8.

1.1 Identification des questions à aborder: i) structures/ouvrages artificiels causant ii) des perturbations physiques

La surveillance, au sens du présent objectif écologique, vise à aborder les activités humaines provoquant l'artificialisation des côtes en les obturant par la mise en œuvre de structures. Plus concrètement, les types de structures inclus dans l'expression "structures/ouvrages artificiels", classés par catégories, sont:

- i) les défenses côtières (à l'exclusion des techniques douces, par exemple rechargement des plages),
- ii) les ports et marinas,
- iii) la poldérisation,
- iv) les surfaces imperméables dans l'hinterland (100 mètres à partir de la côte).

L'expression "structures/ouvrages artificiels" renvoie habituellement et uniquement à la défense côtière et aux ports (et indirectement aux poldérisations). Cependant, les surfaces imperméables à l'intérieur des terres exercent aussi une perturbation physique menant à des impacts directs qui affectent l'intégrité et la dynamique de la côte (voir Tableau 2). Par conséquent, l'inclusion de la surveillance des surfaces imperméables dans l'Indicateur commun côtier devrait viser à déterminer le rapprochement par rapport au BEE en ce qui concerne l'OE8.

Ainsi, les segments côtiers sont dits "artificialisés" quand tout ou partie de la zone de 100 mètres des deux côtés (c'est-à-dire terre et mer) est soumise par l'homme à des transformations qui modifient leur état physique original.

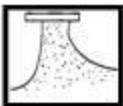
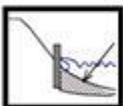
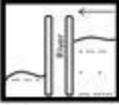
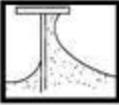
On trouvera ci-dessous une description détaillée des typologies "artificielles" incluses dans l'indicateur côtier:

- (i) **Structures de défense côtière:** ce sont les protections côtières, toutes les structures artificielles ou induites par l'homme le long de la côte, dont la fonction de base est d'abriter un segment du littoral, qu'elles protègent. En conséquence, la protection est limitée à ce segment.

Les défenses côtières sont généralement classées en tant que techniques dures ou douces. Même si les techniques douces sont aussi responsables de *perturbations physiques*, l'indicateur commun côtier ne renvoie qu'aux *structures/ouvrages artificiels* (c'est-à-dire aux techniques structurelles), et les techniques douces (par exemple le rechargement des

plages) ne sont donc pas couvertes par cet indicateur. Le tableau 1 présente une liste détaillée des structures à surveiller au titre de l'indicateur commun. Les principales structures dures de défense côtière sur la base de leurs principaux effets physiques sur l'environnement sont énumérées dans le Tableau 2 ci-dessous. Elles sont légèrement modifiées par rapport au Guide de la Gestion du Littoral EUROSION (Commission Européenne et Direction Générale Environnement, 2004, Annexe 2).

La défense côtière dure modifie les modes de transport des sédiments côtiers à travers 3 processus principaux: (i) intercepter et réduire le transport des sédiments tout au long du littoral; (ii) interférer avec le transport des sédiments à travers le littoral ; (iii) la diffraction des vagues, p. ex. l'altération de la direction de la crête des vagues, ce qui aboutit à une énergie de vagues, soit diluée dans certains endroits, soit concentrée dans d'autres. La présence des structures de défense côtières peut toujours être accompagnée d'érosion accélérée de la côte, transférant ainsi le problème vers un autre site (Frihy and Deabes, 2012; Özhan, E., 2002).

Positioning/ Orientation respect to the shore	Type of structure	Action and purposes
<p>Not connected to shore parallel or fish tail</p> 	Breakwaters	Reduce the intensity of wave forces in inshore waters creating a low-energy zone behind the structure. Used for protecting ports, and as coastal defences.
<p>Onshore parallel on open coasts²,</p> 	Seawalls Bulkheads	Reduce the impact of waves on shore; used as a tool against coastal erosion and as a constituent of ports, docks and marinas
	Revetments	A revetment is a facing of erosion resistant material, such as stone, geotextiles or concrete. Sloped structures which breaks up or absorbs the energy of the waves used to reduce the landward migration of the beach due to coastal erosion. It is built to protect a scarp, embankment, or other shoreline feature against erosion
	Sea dike	Large land-based sloped structures used to prevent overtopping during high tide and storm events. Instead of providing protection against wave action, sea dikes fix the land-sea boundary in place to prevent inland flooding.
<p>Connected to shore perpendicular</p>   	Gabion	Metal wire cages filled with rocks, about 1 metre by 1 metre square. Gabions are stacked to form simple walls.
	Groins	Reduce along-shore transport of sediments; used in coastal defence schemes, often in association with breakwaters
	Jetties	Reduce wave- and tide-generated currents; used for developing, ports, harbours, marinas and as constituents of coastal defence schemes
	Groins (composite)	Reduce along-shore transport of sediments; used in coastal defence schemes. Used to avoid the formation of stationary eddies.

- (ii) Ports, marinas & ports de refuge: renvoie aux constructions consistant en un ensemble de digues et de remblais de dépôt utilisés de diverses manières (parcs de stationnement de voitures, routes, ateliers, chantiers de construction navale, etc.). Les quais flottants sont compris dans cette catégorie.

Les ports et les marinas peuvent représenter des caps artificiels qui brisent l'orientation du littoral, modifient les modes de réfraction et de diffraction, emprisonnent les sédiments,

dévient les sédiments offshore et vident les plages adjacentes en aval du transport du sable tout au long du littoral (McLachlan and Brown, 2006; Nordstrom, 2003).

- (iii) Poldérisation : définie comme un gain de terre sur la mer ou une zone humide côtière par exemple pour des activités de loisirs, des projets agricoles, un usage industriel ou des agrandissements portuaires/élargissements d'aéroports.

Dans le cadre de cette catégorie, seuls les projets de poldérisation adjacents au littoral ou au sein des baies, des estuaires et des bassins de marée sont inclus (ces projets entrepris dans des eaux offshore sont couverts par d'autres Objectifs Ecologiques de l'EcAp). Les activités de poldérisation, intrinsèquement liées aux projets de défense côtière, interrompent le transport de sédiments tout au long du littoral et modifie la position du littoral et sa bathymétrie près du littoral, ainsi que son orientation vers la direction avant. Les conséquences de ces modifications sont particulièrement sévères à l'égard de l'attitude des vagues se propageant dans le voisinage des aires poldérisées, particulièrement la réfraction de vagues (Commission Européenne et Direction Générale Environnement, 2004b). De plus, dans le cadre des baies et des estuaires, les projets de poldérisation peuvent aboutir à une réduction du volume des marées et ainsi à un changement dans les courants de flux et de reflux transportant les sédiments. Ainsi, des bandes côtières relativement stables peuvent commencer à s'éroder (Commission Européenne et Direction Générale Environnement, 2004a).

- (iv) Les surfaces imperméables font référence à des surfaces non perméables associées aux zones urbaines : résidentielles, commerciales, installations de transport et complexes touristiques. En fait, elles déterminent si la limite vers la terre (zone tampon de 100m à partir du littoral) est artificielle ou naturelle. Les projets d'urbanisation directement derrière le littoral en modifient et éliminent la végétation, ce qui contribue à la cohésion du sol; la stabilité du sol est, en fait, fragilisée et plus exposée à des cas de glissements de terrain, particulièrement tout au long des falaises. De plus, éliminer la végétation à des fins de construction peut altérer les modes de transport éolien. La végétation agit comme un piège éolien et contribue à la re-déposition des particules de sable transportées par le vent. Il s'agit particulièrement du cas des aires de dunes côtières (Commission Européenne et Direction Générale Environnement, 2004b).

1.2. Évaluation des impacts

Les évaluations de l'état des composants de l'écosystème (ou objectifs écologiques) dépendent des impacts sur ces composants, qui naissent de chaque pression. Les infrastructures côtières sont menacées par le développement côtier qui modifie le littoral à travers la construction de structures/d'ouvrage artificiels et d'infrastructures linéaires. Ce développement représente une réduction ou une élimination de l'espace nécessaire aux processus environnementaux dynamiques, d'une part, et une barrière physique entre les environnements marin et terrestre, d'autre part. De fait, l'artificialisation des côtes interfère sur, et/ou inhibe, les flux naturels et les interrelations naturelles entre les habitats, les espèces, ainsi que les flux de matières et d'énergie.

Les principales conséquences du développement côtier dans le contexte de la dynamique côtière sont les changements dans les processus de dépôt et le régime des vagues qui aboutissent à une érosion

croissante. Toutefois, sceller la côte représente, non seulement une perturbation physique des relations entre les parties marine et terrestre de la zone côtière, mais également un dégât physique irréversible d'habitude, se concentrant ainsi sur les impacts directs de l'OE8. Alors que la pression de « la perturbation physique » fait référence aux impacts potentiels sur la dynamique naturelle de cet écosystème transitionnel (p. ex. Objectif Opérationnel 8.1), 'le dégât physique' est directement lié aux impacts sur les paysages côtiers (p. ex. Objectif Opérationnel 8.2) (Voir Fig. 1). Ainsi, l'indicateur commun se concentre sur l'impact exercé par la pression de « la perturbation physique ».

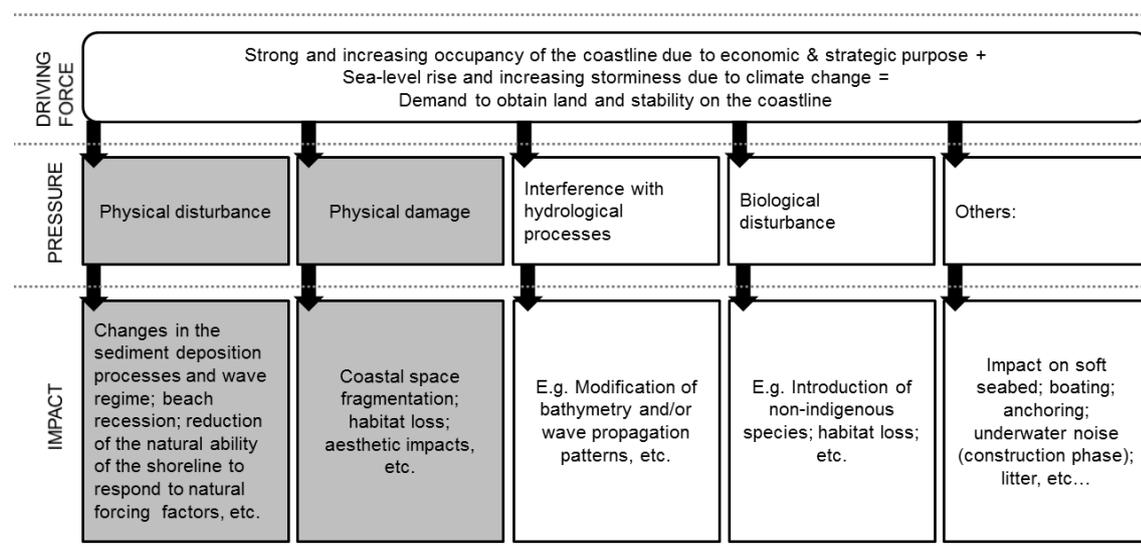


Fig. 1 Pressions et impacts de l'artificialisation côtière. Les activités humaines (ou les forces motrices) peuvent exercer différentes pressions sur l'environnement marin et côtier. A cette fin, les structures côtières artificielles peuvent causer des impacts et des pressions directs et indirects sur toute partie de l'écosystème (ou Objectif Opérationnel). En gris, les principaux impacts affectant l'OE8.

La perturbation physique dans le cadre de l'Objectif Opérationnel 8.1 *La dynamique naturelle des littoraux est respectée et les zones côtières sont dans un bon état* se limite essentiellement à la question de l'érosion côtière. En effet, l'érosion côtière est l'exemple le plus évident de la dynamique (naturelle) côtière et l'un des problèmes socio-économiques les plus importants qui défient les capacités des Etats et des autorités locales. (PNUE/PAM, 2013).

L'érosion côtière est due à une association de plusieurs facteurs, des facteurs naturels et d'autres induits par l'homme, avec des modes temporels et spatiaux différents et ayant une nature différente (continue ou secondaire, réversible ou non réversible) (Commission Européenne et Direction Générale Environnement, 2004a). Les facteurs naturels influençant l'érosion côtière sont: les vagues, les vents, les marées, les courants près du littoral, les tempêtes ou la hausse du niveau de mer. L'influence humaine, particulièrement les activités économiques et d'urbanisation, dans la zone côtière, a transformé l'érosion côtière d'un phénomène naturel en un problème d'une intensité croissante.

Les structures/les ouvrages artificiels compris dans l'indicateur commun font partie d'un ensemble de pressions provoquées par l'homme et affectant l'érosion côtière ; toutefois, les activités humaines ne

sont pas les seules responsables de cette pression. *Les lignes directrices EUROSION pour intégrer les questions de l'érosion côtière dans les procédures de l'Évaluation Environnementale (EA)* (Commission Européenne et Direction Générale Environnement, 2004b) ont regroupé ces activités humaines en 6 catégories:

- Catégorie 1: Projets de poldérisation
- Catégorie 2: Travaux de réglementation des eaux fluviales
- Catégorie 3: Projets d'extraction de sédiments
- Catégorie 4: Construction d'équipements de tourisme et de loisirs
- Catégorie 5: Ouvrages de protection du littoral
- Catégorie 6: Activités d'extraction de gaz et d'hydrocarbures

Le tableau 2 passe en revue l'impact associé à l'ensemble des catégories comprises dans "les structures côtières artificielles" par l'indicateur commun de l'OE8 (p. ex. catégories: 1, 4 & 5) tant que l'érosion côtière est concernée.

Tableau 2 Structures artificielles côtières ayant un impact sur le processus d'érosion côtières. Source: modifiée de la Commission Européenne et Direction Générale Environnement, (2004b)

IMPACTS	Modificati on de la bathymétri e	Modificati on des modes de propagatio n des vagues	Perturbati on de la dérive littorale	Réductio n du volume des bassins de marée	Modificati on des propriétés de la dégradatio n du sol	Modificati on des modes de transport éolien
Poldérisation de la terre	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
Imperméabilité – zone tampon de 100m (Construction d'équipements de tourisme/de loisirs, etc.)					<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Défense côtière dure		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>			
Ports	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		

Les impacts des structures côtières artificielles sur la dynamique côtière dépendent des techniques appliquées, des caractéristiques et de la sensibilité des aires et de l'association et de l'impact cumulatif d'autres développements et activités humaines ayant lieu loin de la côte (p. ex. barrages, travaux de

reboisement, etc.), ainsi que les effets de facteurs naturels affectant la longueur du littoral. En conclusion, l'érosion côtière peut rarement être attribuée à une seule cause (qu'elle soit naturelle ou motivée par l'homme), mais à un ensemble de facteurs différents.

La longueur du littoral sujette à la perturbation physique en raison de l'influence des structures artificielles est un indicateur d'impact selon lequel les littoraux occupés par les structures artificielles sont des zones affectées éventuellement. Toutefois, pour progresser vers un BEE, l'exercice de surveillance a besoin de comprendre l'évolution de ces littoraux sablonneux affectés par la présence de structures artificielles.

2 Analyse des politiques et/ou réglementations pertinentes dans les pays méditerranéens

Les méthodologies nécessaires à l'évaluation et à la surveillance de l'environnement côtier méditerranéen doivent prendre en considération la législation nationale; le cas échéant, se baser sur les textes applicables et, selon que de besoin, tenir compte aussi des informations, connaissances et approches élaborées par les pays méditerranéens.

L'intérêt de la prise en compte des législations nationales et régionales en ce qui concerne la protection et la planification côtières est double: i) Comprendre le contexte politique de base et identifier les expériences du moment en matière d'étude et de cartographie de l'artificialisation des côtes, et ii) s'informer des progrès vers le BEE. Il vaut la peine de se souvenir que la cible concernant l'indicateur OE8 est une cible opérationnelle sur l'impact, et qu'elle est donc associée à des mesures concrètes de mise en œuvre, liées à des activités humaines spécifiques (c'est-à-dire des mesures de gestion appropriées) visant à minimiser les impacts négatifs.

S'agissant des législations internes, tous les États du littoral méditerranéen ont adopté des mesures pour tenter de protéger leurs zones côtières du surdéveloppement, ou d'un développement néfaste au plan social et environnemental. En dépit de projets de réglementation très raisonnablement et soigneusement établis, la pression a continué de croître (Markandya et al., 2008). Le rapport UNEP/MAP/PAP, (2000) présente l'état des législations nationales méditerranéennes. Le document rassemble et résume les résultats d'un questionnaire relatif aux législations de planification intégrée des zones côtières, adressée par le CAR/PAP aux pays méditerranéens.

Au niveau régional, conformément à l'article 8 du Protocole GIZC, les Parties: *a) instituent une zone non constructible dans les zones côtières à compter du niveau atteint par le plus grand flot d'hiver. Compte tenu notamment des espaces directement et négativement affectés par les changements climatiques et les risques naturels, cette zone ne pourra être d'une largeur inférieure à 100 mètres sous réserve des dispositions de l'alinéa b) ci-dessous. Les mesures nationales fixant cette largeur avec davantage de rigueur continuent à s'appliquer.* Cet alinéa a été introduit dans le Protocole pour deux raisons: empêcher et/ou minimiser l'extension du développement linéaire le long de la côte, et s'adapter aux changements climatiques attendus dans la zone côtière (en particulier la montée du

niveau de la mer). Indirectement, cette mesure visait aussi à minimiser l'érosion côtière (Sanò et al., 2010, 2011).

Conscients des difficultés de la mise en œuvre et du fait que la question de la zone de retrait est politiquement délicate, les pays méditerranéens ont adopté plusieurs exceptions à l'institution de cette zone de retrait en bordure de leurs côtes, conformément à ce que prévoit l'alinéa suivant de ce même article 8. *b) Peuvent adapter, en cohérence avec les objectifs et principes du présent protocole, les dispositions mentionnées ci-dessus: 1) pour des projets d'intérêt public; 2) dans des zones présentant des contraintes géographiques particulières, ou d'autres contraintes locales liées notamment à la densité de population ou aux besoins sociaux, lorsque les habitations individuelles, l'urbanisation ou le développement sont prévus par des instruments juridiques nationaux.*

De plus (en vertu de l'article 4.4³⁵), toutes les activités et installations conduites ou établies aux fins de la défense nationale peuvent de plein droit occuper l'intérieur de la bande de 100 mètres et n'entrent pas dans le champ d'application de l'article 8. De plus, les Parties doivent adopter un instrument juridique national spécifique concernant cette question. En fait, une majorité de pays méditerranéens se sont bien dotés de législations et mesures relativement à leurs activités de défense et de sécurité nationale à l'intérieur de la bande de 100 mètres et leur accorde une exemption spécifique (Rochette, J. et al., 2010) (voir Tableau 4).

³⁵ Les questions de sécurité nationale, ainsi que des activités et installations de défense à l'intérieur des zones côtières sont clairement prévues au paragraphe 4 de l'article 4 du Protocole GIZC: *“Rien dans le présent Protocole ne porte atteinte aux activités et installations de sécurité et de défense nationales ... ces activités et installations devraient être conduites ou établies dans la mesure du raisonnable et du possible d'une manière compatible avec le présent Protocole”*.

Tableau 4 Exemples de législations nationales relatives aux “projets d’intérêt public”. Source: (Projet SHAPE)³⁶

	Disposition légale	Année de publication	Description de la mesure	Installations autorisées
Turquie	Loi côtière 3621/3830	1990	Les installations visant à la protection du littoral ou l’utilisation de la côte dans l’intérêt public peuvent être établies dans les 100 mètres de la “zone -tampon littorale” conformément aux permis délivrés par les autorités responsables de la planification de l’usage des sols.	Jetées, ports, havre, structures d’accostage, quais, brise-lames, ponts, digues, phares, élévateurs à bateaux, cales sèches et installations d’entreposage, usines de production de sel, installations de pêche, usines de traitement et stations de pompage, etc.
Algérie	Loi 2002-02, article 16.	2002	Adaptation permise de 100 mètres au minimum à 300 mètres au maximum de la zone de retrait dans l’intérêt des activités nécessitant la proximité de la mer. Les différences entre les activités liées ou non à l’intérêt public ne sont pas clarifiées.	Routes dans la zone côtière où elles sont normalement interdites (dans une bande de 800 mètres à partir du bord de la mer).

Il n’est pas possible d’établir quelle efficacité les différents instruments comme les politiques de retrait et autres réglementations ont eu dans la protection des zones côtières. Aucune évaluation précise de l’étendue des violations de la règle de retrait n’existe (Markandya et al., 2008). À cet égard, la proposition de stratégie de surveillance aux fins de l’évaluation de la situation de l’OE8 représente une occasion de combler cette lacune.

3. Pratiques et leçons liées à la surveillance et à la cartographie des structures/ouvrages artificiels

L’article 16 de la troisième partie du Protocole, en particulier, identifie les outils fonctionnels d’une gestion intégrée comme les mécanismes appropriés de suivi et d’observation côtière, existants ou nouvellement établis. Il souligne de façon détaillée la nécessité de tenir régulièrement à jour des inventaires nationaux des zones côtières comprenant des informations sur les ressources, les activités,

³⁶ <http://www.shape-ipaproject.eu/download/listbox/WP3%20action%203.2%20-%20reports%20on%20setback%20requirements/Explanatory%20report%20on%20Article%208.pdf>

les institutions, les législations et les plans. Dans ce cadre, la surveillance et l'observation des zones côtières doivent être développées à l'intérieur d'un réseau de coopération et d'organisation sur le pourtour méditerranéen, aux niveaux scientifique et institutionnel. À cette fin, le Protocole renvoie à la nécessité d'identifier, entre les Parties contractantes, des outils et des procédures de référence pour la normalisation des informations contenues dans l'inventaire national. L'observation des zones côtières est interprétée comme un répertoire structuré d'informations disponibles sur l'état et les tendances de celles-ci, de façon à rendre ces informations accessibles aux collectivités locales et à toutes les parties prenantes territoriales pertinentes, tant privées que publiques (Rochette, J. et al., 2010).

La surveillance des côtes est devenue une activité importante et fonctionnelle, essentielle à leur planification et leur gestion. Malgré cela, la surveillance manque souvent de procédures normalisées, elle est fréquemment basée sur une échelle de temps non compatible avec les processus en action, et échoue donc à fournir les informations qui pourraient effectivement venir à l'appui des prises de décision.

À l'échelle locale, certaines initiatives en cours consistent à surveiller l'artificialisation et l'évolution morphologique des côtes (voir Tableau 3).

Le besoin de développer et de valider de nouvelles techniques de surveillance et de les partager entre les pays riverains de la Méditerranée, où des caractéristiques environnementales similaires permettent une normalisation plus facile des méthodologies (Pranzini, 2008), a généré des projets de grande envergure centrés sur la santé des zones côtières de la Méditerranée, tels Maremed³⁷, Coastance³⁸, Shape³⁹, Res-Mar⁴⁰, Pegaso⁴¹, Medina⁴², parmi d'autres.

A cet égard, il est à noter les initiatives de regroupement de projets, telles FACECOAST *Confronter le défi du changement climatique dans les zones côtières de la Méditerranée* (<http://www.facecoast.eu/>), lancées dans le cadre du processus de Capitalisation entamé le European MED Programme, afin de consolider la coopération entre les Régions, les organes d'administration côtière, les universités et autres parties prenantes, maximisant ainsi les résultats et favorisant les synergies potentielles. De plus, la Plateforme de Gouvernance PEGASO GIZC déjà en place a été créée pour faciliter l'échange de données et d'informations entre les projets et entre les autres parties prenantes, y compris les décideurs, les praticiens et les donateurs.

Au niveau local, plusieurs initiatives en cours (certaines d'entre elles étant liées à des projets déjà mentionnés) surveillent l'artificialisation et l'évolution morphologique du littoral (Voir Tableau 5).

Tableau 5. Quelques exemples méditerranéens de diffusion par Internet de données géospaciales relatives à la surveillance des côtes.

³⁷ Coopération entre les régions maritimes pour la Méditerranée (<http://www.maremed.eu/>)

³⁸ Stratégies d'action régionales pour l'adaptation de la zone côtière au changement climatique (<http://www.coastance.eu/>)

³⁹ Formuler une approche holistique pour protéger l'environnement adriatique entre la côte et la mer (<http://www.shape-ipaproject.eu/>)

⁴⁰ Rete di Tutela Ambientale nello Spazio Marittimo (<http://www.res-mar.eu/it/>)

⁴¹ People for Ecosystem-based Governance in Assessing Sustainable Development (<http://www.pegasoproject.eu/>)

⁴² Dynamique et Ecosystèmes marins pour l'Afrique du Nord (<http://www.medinaproject.eu/puplic/home.php>)

Région (Pays)		Structures incluses	Adresse
Îles Baléares (Espagne)	SACosta	Basé sur la classification NOAA 2002	http://gis.socib.es/sacosta/composer
Côtes méditerranéennes françaises	MEDAM (Côtes MEDiterrannéennes françaises. Inventaire et impact des AMénagements gagnés sur le domaine marin)	Ports; ports abri; terres-pleins; plages alvéolaires); épis; appontements; endigage d'embouchures.	http://www.medam.info/index.php/en/medam-module-donnees-chiffrees
Costa di Tosca (Italie)	ResMar	Défense côtière; ports	http://www.res-mar.eu/it/

4. Stratégie de surveillance

La surveillance de l'indicateur commun côtier entraîne un inventaire de: i) la longueur et la situation géographique de la côte artificielle, ii) la superficie de la zone gagnée sur la mer (ha) et iii) la superficie de la zone imperméable dans la frange littorale (100 mètres de la côte). Il s'ensuit que la surveillance devrait se concentrer en particulier sur la situation géographique, l'étendue spatiale et les types de structures côtières. En outre, dans ces parties côtières sablonneuses où des structures artificielles ont été identifiées, l'évolution du littoral sera également surveillée afin d'analyser la réaction des plages à la présence de structures artificielles.

Ainsi, les paramètres de surveillance correspondent à des mesures spatiales. Du fait de la forte composante spatiale de l'indicateur concerné, les systèmes d'observation spatiaux et aériens de la terre sont les outils les mieux adaptés à la conduite de la stratégie de surveillance de l'indicateur commun de l'OE8.

La liste des paramètres à surveiller peut être répartie en deux catégories: surveiller l'artificialisation de la frange littorale et la longueur des aires sablonneuses influencées par une telle artificialisation. Les besoins et les conditions de surveillance des deux groupes de paramètres diffèrent largement. Ainsi, ils sont traités séparément dans cette section. En ce qui concerne le recensement de la longueur des côtes sablonneuses avec la présence de structures artificielles, certaines lignes directrices générales sont assurées. Le recensement de ce paramètre ne prétend pas fournir une analyse exhaustive de la régression du littoral (qui est en fait couverte par l'indicateur de l'EcAp 8.1.1 *Portée territoriale de l'érosion côtière et instabilité du littoral*), mais garantit une meilleure compréhension des impacts dus à la présence de structures artificielles en termes de dynamique côtière.

Outre les paramètres susmentionnés, il est particulièrement recommandé de compiler les données auxiliaires pour prévoir les autres parties côtières plus vulnérables à la présence physique des structures artificielles (voir Annexe 1). La perturbation physique due aux structures/ouvrages artificiels induit différents degrés d'impacts selon la nature et les particularités de la côte concernée. Ainsi, ces données auxiliaires renforceraient l'indicateur tout en établissant un lien entre les besoins de la surveillance et ceux de l'évaluation de l'état (par exemple détermination de seuils).

4.1. Considérations sur les méthodes de surveillance

L'application des données d'observation de la Terre à la surveillance côtière a fait l'objet de nombreuses études ces dix dernières années. On citera à titre d'exemple la cartographie des risques d'inondation, la surveillance de la pollution, la surveillance des vagues, de l'érosion côtière, de la bathymétrie littorale et de la qualité de l'eau de mer. L'avantage évident de l'utilisation des données satellitaires pour la surveillance de l'environnement côtier est la facilité à fournir des études répétitives sur des zones très grandes (et souvent inaccessibles).

Les structures côtières/ouvrages artificiels peuvent être facilement détectées grâce à l'imagerie par satellites. L'unique contrainte est qu'il faut disposer de données à haute résolution. Les données d'observation aérienne sont utilisées depuis longtemps pour détecter les structures/ouvrages artificiels et analyser l'évolution du littoral. Cependant, les nouvelles images satellitaires à très haute résolution (VHR) sont aujourd'hui devenues la source de telles informations, pour un coût abordable.

Concernant la surveillance des structures artificielles, l'un des premiers avantages de l'imagerie VHR sur l'imagerie à résolution plus modeste, de type Landsat, est la capacité à identifier des éléments spécifiques dans l'environnement bâti. Les éléments individuels de l'environnement bâti ont généralement des dimensions de 10 à 20 mètres (Small, C., 2009). Les capteurs ayant des résolutions spatiales de 10 mètres commencent à distinguer des éléments individuels comme des bâtiments et des petites routes. Les capteurs dotés d'une résolution sous-métrique permettent généralement de reconnaître et identifier et parfois décrire certains de ces éléments (Deichmann, U. et al., 2011).

Pour la surveillance du littoral à court et à long termes, la précision de 10 mètres n'est pas satisfaisante, vu que le déplacement du littoral, en général, présente des taux encore plus bas. Toutefois, la précision offerte par les images satellitaires VHR est compatible avec l'échelle des phénomènes à surveiller. Ainsi, les images VHR conviennent pour la détection du littoral artificiel ou de l'évolution des zones sablonneuses sous l'effet de la perturbation physique.

4.1.1. Méthodologies disponibles

Les méthodologies disponibles convenant aux besoins de la surveillance ne sont pas détaillées ici, mais plutôt présentées en termes généraux, avec quelques recommandations pratiques. La Figure 1 illustre quelques exemples des capacités de la visualisation de l'imagerie par satellites dans la détection des structures côtières/ouvrages artificiels et la dynamique du littoral

VHR: La toute dernière génération de satellites optiques à très haute résolution (VHR), dont la taille de pixel est de 1 mètre ou moins, est une avancée majeure pour l'utilisation de la télédétection dans les applications opérationnelles (voir Tableau 7)

Tableau 7. L'imagerie par satellite optique est utile à la surveillance des structures côtières/ouvrages artificiels. Source: modifié d'après Deichmann, U. et al., (2011)

	Détail	Couleur	Taille de l'image	Fréquence du retour au dessus d'un même point terrestre
Satellite	Résolution spatiale [m] (au nadir)	Résolution spectrale	Fauchée [km]	Cycle de répétition orbitale (période maximale de retour sur un même point terrestre) [jours]*
GeoEye	0.41	Panchromatique	15.2	3
	1.65	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge		
WorldView-1	0.5	Panchromatique	17.6	(1.7)
Quickbird	0.6	Panchromatique	16.5	1-3.5
	2.4	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge		
EROS-B	0.7	500-900 (pan)	7	
Ikonos	0.8	Panchromatique	7	3 (?)
	4	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge	11	14 (1-3)
OrbView-3	1	Panchromatique	8	16 (3)
	4	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge		
KOMPSAT-2	1	Panchromatique	15	(5)
	4	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge		
Formosat-2	2	Panchromatique	24	(1)
	8	Rouge, Vert, Bleu, Proche infrarouge		

Cartosat-1	2,5	Panchromatique	60	(2-3)
SPOT-5	2.5	Panchromatique		
	10	Rouge, Vert, Proche infrarouge, Infrarouge moyen	60	(2-3)

Surveiller les structures/ouvrages artificiels:

Les images VHR peuvent être utilisées pour des éléments individuels, tels les bâtiments, les infrastructures de transport ou les pipelines. Elles ressemblent également beaucoup à des photos aériennes standardisées. Contrairement aux données satellitaires plus traditionnelles, les images VHR peuvent être interprétées d'une manière visuelle, avec une formation minimale même (Deichmann, U. et al., 2011).

Un important facteur, ne doit cependant pas être oublié, à savoir le coût économique relativement élevé des données. Les ensembles de données commerciales aussi bien que l'acquisition et la numérisation des données par l'utilisateur final pourraient s'avérer des facteurs de dépense substantiels en particulier avec la précision croissante des données.

À cet égard, l'intégration et l'accessibilité de données satellitaires haute résolution sur le monde entier par le développement et la mise à disposition de "globes virtuels", tels que Google Earth™, Microsoft® Virtual Earth™, Nasa World Wind ou ArcGIS® Explorer offrent une solution à la contrainte économique de l'imagerie commerciale. L'intégration et l'accessibilité de données satellitaires haute résolution sur le monde entier, leur interface intuitive pour l'utilisateur, et la possibilité d'intégration de ses propres données combinées à la haute performance assurent leur succès (Deichmann, U. et al., 2011). Même si leurs options sont limitées en termes d'analyse géospatiale, l'utilisation de ces plateformes d'information géographique (mises gratuitement à disposition et sans qu'il soit nécessaire d'être un expert spécialiste du domaine géospatial) représente une alternative intéressante aux fins des besoins de la surveillance et de la cartographie au titre de l'OE8. Cependant, ces plateformes spatiales intègrent une mosaïque d'imagerie à différentes résolutions temporelles. Pour atténuer les effets négatifs de leur hétérogénéité temporelle implicite, il est fortement recommandé d'avoir recours à des données auxiliaires et techniques (voir section 2.4).

Surveillance de la dynamique des zones côtières sablonneuses sous l'effet de la perturbation physique:

Pour la sélection des images à utiliser, des images multispectrales doivent être préférées, bien que la résolution spatiale soit inférieure. Le ratio normalisé entre les bandes rouges et infrarouges (NDVI) s'est avéré particulièrement approprié pour l'identification de l'interface eau/sable. De plus, grâce à ce ratio, il est possible de comparer les images prises à des temps différents, vu qu'il minimise les effets causés par les différentes conditions atmosphériques relatives au rayonnement du sable, tel qu'il a été confirmé à partir des mesures spectroradiométriques in situ et au laboratoire.

- Photographie aérienne: Ces techniques, en raison de leur haute résolution spatiale, sont largement utilisées pour la surveillance côtière et la planification de l'utilisation des sols. Elles apportent une grande simplicité dans l'interprétation visuelle et la numérisation des structures côtières artificielles. Leur point fort le plus remarquable dans le contexte des besoins de surveillance de l'OE8 réside probablement dans les possibilités qu'elles offrent à l'analyse des tendances temporelles (ou détermination des conditions de référence). A cet égard, le recensement historique avant toute

poldérisation revêt une importance capitale pour capturer et numériser le littoral original (sur la base d'anciennes cartes). Elles sont donc un complément à l'imagerie spatiale VHR.

- Balayage laser: l'utilisation du balayage laser (scanner laser) ne s'est accrue que récemment. Cette technologie peut être embarquée sur un avion ou un bateau en combinaison, par exemple, avec un sondeur multifaisceaux. On peut ainsi acquérir les mesures précises d'une structure (tant ses parties émergées que celles qui sont submergées) sur de grandes zones et en peu de temps (Pranzini, E. et Rossi, L., 2013). Voir Fig. 2.

LiDAR (Light Detection And Ranging) est une technologie qui permet une approche à grande échelle du recensement des plages, particulièrement intéressantes pour la surveillance de la topographie et de la bathymétrie de la zone côtière. Les deux différentes longueurs d'ondes, infrarouge (1064 μm) et verte (532 μm), opèrent au même moment dans chaque pulsion de laser: l'onde infrarouge est reflétée par la surface de la mer alors que la verte est reflétée par le fond marin. La profondeur de l'eau est récupérée à partir de la différence des temps de retour des deux faisceaux.

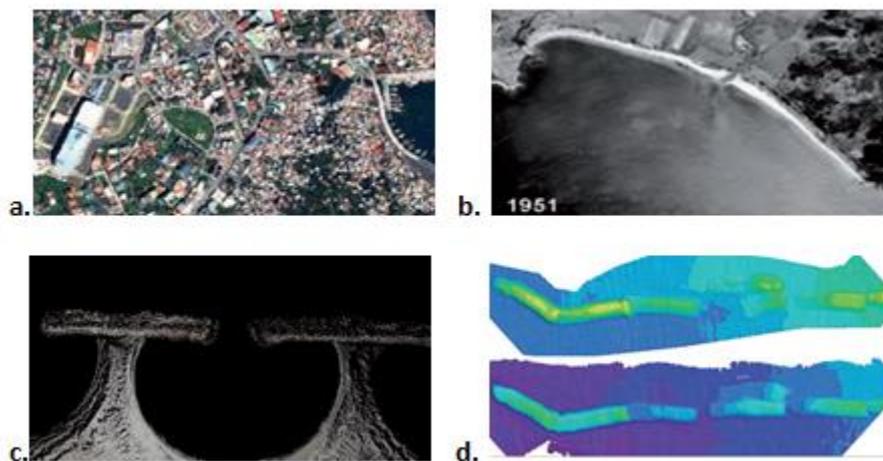


Figure 2 **a)** Affinage panchromatique de l'imagerie Quickbird (source: Deichmann, U. et al., (2011); **b)** Photographie aérienne historique de la plage de Taravo illustrant son évolution dans les décennies écoulées (orthophotos© IGN); **c)** Étude d'une plage par balayage laser (par Geocoste pour Politecnico di Bari). Source: Pranzini, E. et Rossi, L., (2013); **d)** Étude d'un épi submergé à l'aide de Multibeam Reson 8125 (en haut) et Odom ES3 (en bas). Source: Pranzini, E. et Rossi, L., (2013).

4.1.2. Outils et méthodes de cartographie

Les Systèmes d'information géographique (SIG) fournissent la plateforme nécessaire à l'intégration des informations, l'analyse et la diffusion.

Traitement de l'image

Les systèmes de traitement de l'image sont des outils spécialisés permettant de manipuler les données satellitaires. Les images brutes devront passer par des procédures relativement complexes qui les corrigeront d'un point de vue géométrique et radiométrique, afin d'améliorer la précision de la localisation et de renforcer la capacité à identifier les éléments de la carte.

Cartographie et détection des structures/ouvrages artificiels

Les images peuvent être analysées visuellement ou quantitativement à l'aide d'algorithmes informatiques qui permettent d'extraire automatiquement les informations contenues dans l'imagerie. Les techniques visuelles ou manuelles (c'est-à-dire délimitant les éléments de l'image sur l'écran de l'ordinateur) restent les procédures les plus utilisées pour détecter et cartographier les structures côtières/ouvrages artificiels. Le traitement automatique de l'imagerie VHR, très complexe en raison d'exigences sophistiquées, ne fonctionne habituellement pas très bien sur les images satellites à très haute résolution et reste encore, très largement, un sujet de recherche (Deichmann, U. et al., 2011).

L'interprétation visuelle et la numérisation manuelle peuvent également servir à délimiter l'étendue globale des zones bâties. On peut cependant générer efficacement et rapidement une carte numérique de l'emprise urbaine à partir de l'imagerie VHR en ayant recours à un indice de la superficie bâtie qui sera le résultat d'un calcul informatique automatisé. On fait alors appel à un algorithme qui évalue les caractéristiques texturales des différentes zones d'une image satellite (Pesaresi et al., 2008). L'intérêt de l'indice de la superficie bâtie est que lorsqu'on l'applique, avec l'imagerie VHR, à des zones urbaines où l'habitat est éparé, on peut définir des bâtiments isolément, ou des groupes de bâtiments et obtenir les mêmes informations que celles généralement trouvées sur des cartes d'échelle 1:10 000. Le résultat est donc meilleur que celui obtenu avec des cartes de la couverture terrestre qui habituellement fournissent des informations moins fines à l'échelle 1:25 000 (Pesaresi et al., 2008). Ces dernières sont donc en grande difficulté pour capter l'urbanisation côtière éparse et spontanée.

On trouvera ci-dessous une proposition de représentation cartographique des éléments concernés (c'est-à-dire défense côtière, ports et marinas; poldérisation et surface imperméables). Fondamentalement, deux approches différentes sont suggérées en fonction des mesures mise en jeu: i) longueur de la côte (mètres) et ii) superficie occupée par ces structures.

Représentation linéaire:

de façon simple et pour un bon résultat, on gardera la ligne de base de la côte et on symbolisera différemment de la côte "naturelle" et les segments côtiers artificiels, ce qui maintient le trait originel de la côte. Cependant, les segments côtiers artificiels pourraient être associés à un tableau des attributs retenant les informations pertinentes, par exemple: type de structure (groyne, breakwater, p. ex.), caractéristiques portuaires (commercial, plaisance, etc.), position géographique (coordonnées centroïdes) D'une manière alternative, des symboles différents peuvent être utilisés pour faire la différence entre les typologies de la défense côtière (Voir Fig. 3.a).

Enfin, l'autre possibilité est de numériser la situation géographique exacte de la défense côtière (en délimitant sa forme) indépendamment de la côte. Cette approche offre plus de précision mais exige beaucoup de temps (voir Figure 3.b).

Des informations supplémentaires concernant les caractéristiques architecturales et l'histoire de la structure, ainsi que la documentation photographique aérienne et terrestre, peuvent être enregistrées dans les fichiers joints et peuvent être disponibles à travers des hyperliens sur la carte.

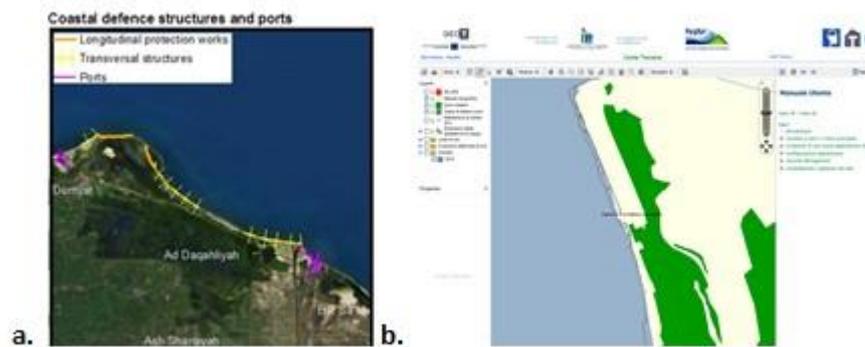


Figure 3. a) Exemples de représentation cartographique des défenses côtières et des ports en Égypte. (Source: MEDINA Project⁴³); b) Coasta Toscana (Source: projet ResMar⁴⁴)

Représentation de la zone:

la poldérisation et l'urbanisation devraient être représentées en fonction de leur empreinte spatiale. C'est pourquoi l'on recommandera une méthode polygonale. Il vaut la peine de mentionner que la classe "poldérisation" pourrait être interprétée comme une classe de surfaces imperméables. On aura recours à l'imagerie historique pour éviter cette incertitude. Des symboles différenciés peuvent être utilisés pour distinguer la poldérisation du bâti urbain. Le géoportail MEDAM offre un exemple de représentation spatiale de poldérisation (voir Figure 4).



Fig. 4. Inventaire des côtes artificielles et des terres gagnées sur la mer (côtes méditerranéennes françaises). Source: MEDAM⁴⁵

Evolution des longueurs sablonneuses sous l'effet de la perturbation physique

L'un des principaux problèmes concerne la localisation du littoral à travers une méthode non liée à la "subjectivité" de l'interprète ou de l'opérateur. Dans le rapport de Beachmed (2004), les auteurs ont souligné que les littoraux tracés par l'intermédiaire d'orthophotographies numérisés par différents opérateurs peuvent présenter des différences en matière de positionnement de quelques mètres.

⁴³ www.medinageoportail.eu/

⁴⁴ <http://www.res-mar.eu/>

⁴⁵ <http://www.medam.info/index.php/en/>

Pour garantir une surveillance systématique du littoral, il est toutefois nécessaire d'utiliser une procédure de traitement d'images, qui serait moins liée à des variables subjectives, afin d'optimiser les temps de traitement et permet à des opérateurs, pas nécessairement hautement spécialisés, mais employés dans le domaine de la gestion territoriale, de prendre des mesures d'une manière autonome.

Finalement, indépendamment des métadonnées relatives à l'acquisition des données, la source/le traitement/la précision des informations sont cruciales dans une banque de données partagée, permettant une analyse crédible à grande échelle et des comparaisons intra- et extrarégionales.

4.1.3. Considérations relatives à l'échelle de surveillance appropriée

L'évaluation des questions touchant à l'environnement côtier exige comparativement une échelle de surveillance plus détaillée que l'approche des eaux du large (par exemple au niveau subrégional). Cela est particulièrement vrai dès que l'on touche à la détection des infrastructures côtières. La couverture spatiale des lieux où l'on peut trouver des structures/ouvrages artificiels ne concerne qu'une frange littorale de 200 mètres d'amplitude (les structures en mer sont couvertes par un autre indicateur d'approche écosystémique). De plus, certains des éléments que l'on veut surveiller sont des structures de quelques mètres de longueur et/ou d'amplitude (par exemple épis, digues, etc.).

Aux fins de l'évaluation, l'échelle adéquate serait au niveau des masses d'eau côtières⁴⁶. Par la suite, si cela est nécessaire, les données numérisées (c'est-à-dire les mètres de la côte affectée, ou hectares gagnés sur la mer ou occupés par des surfaces imperméables) pourront être ajoutés aux niveaux supérieurs (par exemple limites administratives ou sous-régions méditerranéennes). L'inventaire MEDAM⁴⁷ offre un bon exemple de cette démarche ascendante en enregistrant la longueur des structures/ouvrages artificiels et la zone occupée par la poldérisation à différents niveaux spatiaux: masses d'eau, ville, département, région et pays.

4.2. Localisation des sites de prélèvements

Structures/Ouvrages artificiels :

S'agissant de la bonne localisation géographique des sites de prélèvements, notons que la surveillance ne devrait pas se limiter à des longueurs de côte mais devrait couvrir l'entièreté du rivage méditerranéen de chaque Partie contractante. Cependant, tenant compte de ce que la défense côtière, les ports, les marinas et la poldérisation sont habituellement voisins des centres urbains côtiers et des stations touristiques, il faudra porter une attention toute particulière à ces points chauds/segments côtiers afin de détecter et surveiller correctement les structures côtières.

Evolution du littoral sablonneux sous l'effet de la perturbation physique:

Seules ces zones sablonneuses où les structures artificielles ont été identifiées sont surveillées. Concernant les effets positifs et éventuellement négatifs des structures de défense côtière, la partie des plages pour évaluer les impacts devrait s'étendre jusqu'à toute l'unité physiographique par le biais de la surveillance à long terme (Pranzini, E. and Rossi, L., 2013).

⁴⁶ Conformément à la Directive européenne sur l'eau (Commission européenne, 2000)

⁴⁷ Meinesz A., Blanfuné A., Chancollon O., Javel F., Longepierre S., Markovic L., Vaugelas de J. et Garcia D., 2013. Côtes méditerranéennes françaises: inventaire et impacts des aménagements gagnés sur la mer. Ed. Lab. ECOMERS, Université Nice Sophia Antipolis, 156 p.et publication électronique: www.medam.org.

Quand la surveillance est effectuée dans le cadre de l'évaluation des impacts des structures artificielles sur le littoral, les recensements doivent avoir comme zone d'étude une longueur de côte d'un degré de magnitude plus élevé au moins que celui de la structure, vu que l'impact instantané de la structure sur les processus côtiers s'applique à une longueur de plage entre 1 et 3 fois plus que la plus grande dimension de la structure. En effet, l'impact de la structure peut tout d'abord affecter la dynamique des sédiments de la partie de la plage, dérivant immédiatement vers le bas (et dans les cas également de dérive vers le haut). Toutefois, il pourrait être progressivement élargi pour comprendre toute l'unité physiographique (Pranzini, E. and Rossi, L., 2013)

4.3. Fréquence de la surveillance

Il est vrai que chaque section côtière et chaque processus y afférent requièrent des procédures spécifiques pour le recensement et l'analyse de données, mais les échelles de temps opérationnelles doivent être déterminées, ce qui aboutira à un niveau homogène de savoir, qui rendra la comparaison de données et le transfert/l'échange d'expériences de gestion et de projets plus effectifs. La surveillance des structures artificielles doit être mise à jour au moins chaque six ans, mais le recensement du littoral sablonneux sous l'effet des pressions exercées par l'homme doit être répété chaque année.

Il va sans dire que la plage est une entité morphologique extrêmement dynamique, dont le changement est étroitement lié aux conditions climatiques, aux conditions de la mer et aux variations de marées. Dans le cadre de la surveillance des littoraux par le biais d'un système semi-automatique basé sur l'utilisation d'images satellitaires à haute résolution, le rôle des conditions de la mer au moment de l'acquisition des données est fondamental. Ainsi, la surveillance appropriée doit se baser sur l'acquisition d'images satellitaires prises, quand c'est possible, quand la mer est calme pour prévenir une surestimation ou une sous-estimation des variations. Dans certaines localités tout au long du littoral de la Méditerranée, les conditions de marée doivent être également bien connues et prises en considération.

4.4. Collecte d'échantillons sur le terrain et données venant d'autres techniques d'observation

Outre les données d'observation de la Terre, il faut citer d'autres sources de données qui seront potentiellement utiles pour valider et rehausser la précision des travaux de surveillance: plans de construction détaillés (par exemple ports, marinas, stations touristiques, etc.); plans d'urbanisme locaux et recensements de travaux publics ; étude de terrain du littoral par les systèmes manuels (GPS); collecte de photographies sur le terrain (manuellement, web-camps, etc.).

ANNEX I
BIODIVERSITÉ

OBJECTIF ECOLOGIQUE 01: La Biodiversité est maintenue ou consolidée. La qualité et l'occurrence des habitats marins et côtiers, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces marines et côtières sont conformes aux conditions physiographiques, hydrographiques, géographiques et climatiques en place.

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
Aire de distribution des habitats L'Objectif Opérationnel de l'ECAP de l'indicateur pour l'aire de distribution des habitats consiste à ce que les habitats marins et côtiers principaux ne soient pas perdus. Ainsi, la perte de l'étendue de l'habitat, p. ex. à partir des développements de l'infrastructur	1.4.1	1.4 Les habitats marins et côtiers principaux ne sont pas en train de se perdre	Etat	Le paramètre/la mesure métrique est la superficie de l'habitat perdu/endommagé. Les informations sur l'aire actuelle de l'habitat sont également nécessaires.	Cartographie de l'étendue de l'aire des habitats et évaluation du changement (perte/dégât permanent) concernant l'étendue de l'aire des habitats naturels/état référence Tendance dans l'étendue de l'aire de l'habitat pour chaque type d'habitat	Pour la cartographie des habitats des fonds marins, voir les lignes directrices opérationnelles recommandées dans le cadre du Projet MESH ⁴⁸ Ces informations peuvent être complétées par l'application future du projet CAR/ASP "Med Key Habitats" concernant la cartographie des habitats. Pour estimer les impacts anthropiques cumulatifs, voir Halpern at al., 2008, 2009; Selkoe at al., 2009; Ban et al., 2010; Kapel and Halpern, 2012; Korpinen at al., 2012, 2013; Andersen et al., 2013; Coll et al., 2012; Micheli et al.,	Pour un examen des normes et des protocoles de la cartographie des habitats des fonds marins: Cogan et al., 2007	Besoin de développement	Attribuer une sensibilité/vulnérabilité spécifique aux pressions physiques pour chaque type d'habitat Collecter les données de l'empreinte de construction pour les habitats scellés Appliquer les données de l'intensité des pressions spatiales et temporelles (p. ex. VMS ou données du journal de bord à partir des bateaux de pêche utilisant les engins mobiles de chalutage de fond, les données des activités à partir des projets et des plans proposés)

⁴⁸ <http://www.searchmesh.net/default.aspx?page=1915>

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTI ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
<p>e et des dommages dus aux activités physiques, telles le chalutage, et éventuellement ceux dus à la pollution, constitue un facteur important pour la surveillance et l'évaluation. Ainsi, dans ce cas, l'indicateur préférable (pour les habitats benthiques) sera: Aire de la perte d'habitats</p>						2013. Visiter également EMODnet: http://www.emodnet.eu/human-activities et http://www.emodnet-mediterranean.eu/project/			
<p>Condition des communautés et des espèces définissant les habitats</p> <p>Sous-indicateur</p>	1.4.3	1.4 Les habitats marins et côtiers principaux ne sont pas en	Etat	Les espèces benthiques typiques principales des macro-zoobenthos et des macrophytes	Simple comparaison entre les espèces typiques dans la liste concernant les conditions de	Les méthodes et les efforts dépendent du type d'habitat (et des espèces sélectionnées) à traiter. (Voir Annexe V pour les méthodes recommandées)	Proposition: ISO 16665:2014. Qualité de l'eau – Lignes directrices pour l'échantillonn	Besoin de développement	La liste des espèces typiques à définir par type d'habitat concernant une région biogéographique particulière et à réévaluer chaque 6 ans.

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTIF ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
proposé: Composition typique d'espèces (habitats benthiques)		train de se perdre		par type d'habitat, dans la région biogéographique spécifique. Fréquence d'échantillonnage recommandée une fois par an dans les sites évalués et une fois chaque 5 ans dans les sites de la condition de base – référence 2 réplicats à chaque station de surveillance	base		age quantitatif et le traitement des échantillons de la macrofaune marine des fonds meubles. ISO 19493:2007 Qualité de l'eau – Lignes directrices pour les études biologiques marines de communautés de substrats durs Voir également l'Annexe V pour les lignes directrices recommandées pour l'échantillonnage et le traitement		Vérifier la cohérence des listes d'espèces au sein des régions biogéographiques Identification/définition des lignes de base pour les habitats et les régions biogéographiques Il est conseillé d'identifier également des groupes d'indicateurs relatifs aux larges types d'habitats spécifiques en cas de pressions gérables Pour les macrozoobenthos, les compétences en matière de taxonomie sont très déterminantes
Condition des communautés	1.4.3	1.4 Les	Etat/Impact	En fonction de l'indice	En fonction de l'indice	Voir les références respectives énumérées	Proposition: ISO	Besoin de développem	Il est conseillé de sélectionner un

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTIF ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
et des espèces définissant l'habitat Sous-indicateur proposé: Indices biotiques benthiques		habitats marins et côtiers principaux ne sont pas en train de se perdre		biotique: Pour les indices des macrozoobenthos et des macroalgues: composition d'espèces par type d'habitat dans la région biogéographique spécifique. Egaleme nt, pour l'indice des macroinvertébrés, les amphipodes et les polychètes opportunistes sont sélectionnés Pour les indices des herbiers marins, des espèces sensibles sélectionnées (<i>Posidonia oceanic</i> et <i>Cymodocea nodosa</i>) et des	biotique: Pour les indices des macrozoobenthos et des macroalgues: en général, classification de la sensibilité/de la tolérance, faire fusionner les pourcentages des groupes écologiques des espèces dans une formule. Egaleme nt, pour l'indice des macroinvertébrés: faire fusionner la fréquence ou le ratio des polychètes opportunistes par rapport à la fréquence (ratio) du groupe d'amphipodes	dans le Tableau 1 du principal document sur l'orientation de la surveillance	16665:2014. Qualité de l'eau – Lignes directrices pour l'échantillonnage quantitatif et le traitement des échantillons de la macrofaune des fonds marins meubles ISO 19493:2007 Qualité de l'Eau – Orientation sur les études biologiques marines des communautés de substrats durs Voir également Annexe V pour les lignes directrices recommandées pour l'échantillonnage et le	ent	ensemble essentiel d'indices à utiliser dans les indices Biotiques Benthiques pour les zoobenthos, les angiospermes et les macroalgues, basés sur la littérature disponible, les données et le jugement d'expert. Le cours de formation spécifique, qui sera organisé par le Projet PERSEUS en 2015, visant les pays du Sud de la Méditerranée, pourra être utilisé. Pour les macrozoobenthos, les compétences en taxonomie sont très déterminantes Identification / définition pour les lignes de base concernant les régions biogéographiques et les habitats respectifs. Le test d'inter-étalonnage sera requis pour l'étendue des valeurs à l'échelle

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTI ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
				<p>mesures métriques relatives aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système</p> <p>Pour les détails, voir les références respectives énumérées dans le Tableau 1 du principal document concernant l'orientation de la surveillance et GIG (2013)</p> <p>Fréquence d'échantillonnage recommandée: une fois par an dans les sites évalués et une fois chaque 5 ans dans les sites de référence</p> <p>2 réplicats à</p>	<p>Pour les herbiers marins:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Faire fusionner une série de mesures métriques relatives aux attributs structurels, fonctionnels et physiologiques du système, utilisant l'Analyse en Composantes Principales (ACP) - Ratio de la biomasse épiphytique et de la biomasse foliaire (ratio E/L) - Asymétrie de la distribution de la longueur de 		traitement		<p>sous-régionale et validation du Ratio normalisé de la Qualité Ecologique (EQR) ou le seuil équivalent pour faire la distinction entre BEE / pas de BEE, y compris les spécificités sous-régionales.</p>

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTI ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
				chaque station de surveillance	la feuille de <i>Cymodocea nodosa</i> Pour les détails, voir les références énumérées dans le Tableau 1 du principal document concernant la surveillance et GIG (2013)				
Condition des espèces et des communautés définissant l'habitat Sous-indicateur optionnel proposé: Changements dans les types fonctionnels de plancton	1.4.3	1.4 Les habitats marins et côtiers principaux ne sont pas en train de se perdre	Etat/Impact	Biomasse et abondance du plancton par taxa Pour les paires de formes de vie du plancton, les diatomés et les dinoflagellés; des copépodes grands et petits; holoplancton et méroplancton. Echantillonnage recommandé chaque deux	Comparaison des ratios de l'abondance du plancton dans les paires de formes de vie concernant les conditions de base	Gowen et al., 2011; Tett et al., 2008	Voir annexe V concernant les lignes directrices recommandées pour l'échantillonnage et le traitement	Besoin de développement	Un séminaire régional pour examiner l'applicabilité de la méthodologie dans la Méditerranée serait approprié. De nouvelles paires peuvent être développées en tant qu'indicateurs pour d'autres pressions, habitats et milieu pélagique (bactéries, virus), avec l'élargissement de la base du savoir. Les états de base et de référence (non les conditions parfaites, en

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTI ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
				semaines pour le littoral ou au moins, chaque mois, et chaque mois pour le plateau et offshore					<p>tant que point de départ pour le changement) doivent être développés à l'échelle sous-nationale, mais cela dépend de la longueur de la série temporelle. Les résolutions taxonomiques doivent être inter-comparées et inter-étalonnées. Idéalement, pour réellement évaluer cet indicateur à l'échelle régionale, il devra être surveillé et évalué par le biais de la même méthodologie à travers la région. L'Enregistreur Continu de Plancton (CPR) peut être envisagé pour un programme de surveillance du plancton à l'échelle régionale. Toutefois, jusqu'à ce que le financement soit disponible à cet effet, l'indicateur peut toujours informer une évaluation du BEE pour les sous-régions par le biais d'une collecte appropriée de données.</p>

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTIF ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
Aire de distribution des espèces Sous-indicateur proposé Etendue des aires de reproduction	1.1.1	1.1. La distribution des espèces est maintenue	Etat	Localisation, géo-référencement et caractérisation de colonies dans les grottes, les marais côtiers, les plages et les falaises	Comparaison annuelle Insister sur les Nouvelles colonies ou celles en voie de disparition Tendance de l'étendue dans la grille	Pour les oiseaux: Guide de surveillance des oiseaux de mer pour la Grande Bretagne et l'Irlande (JNCC ⁴⁹ ,RSPB ⁵⁰ ,ITE ⁵¹ , SBG ⁵² . Pour les phoques: rapports d'études de grottes élaborés par CAR/ASP dans le cadre du plan de gestion des phoques moines	Pour les oiseaux: Atlas électronique marin ⁵³ (BirdLife International) Pour les cétacés: Protocoles de la Société Espagnole de Cétacés (SEC)		L'examen des informations publiées, les entretiens collectifs et la collaboration entre les experts sont très importants pour faciliter la localisation des aires de reproduction Créer des grilles maillées de 10x10 Km pour les observations méditerranéennes par les citoyens peut être crédible, particulièrement pour la distribution des phoques
Aire de distribution des espèces Sous-indicateur proposé: Etendue des	1.1.1	1.1. La distribution des espèces est maintenue	Etat	Localisation, géo-référence et caractérisation des aires d'hivernage	Comparaison annuelle Tendance de l'étendue dans la grille	Pour les oiseaux: Guide de surveillance des oiseaux de mer pour la Grande Bretagne et l'Irlande (JNCC ⁵⁴ ,RSPB ⁵⁵ ,ITE ⁵⁶ , SBG ⁵⁷)	Pour les oiseaux: Atlas électronique marin (BirdLife International)		L'examen des informations publiées, les entretiens collectifs et la collaboration entre les experts sont très importants dans les aires d'hivernage; pour

⁴⁹ JNCC: Comité conjoint pour la conservation de la nature

⁵⁰ RSPB: Société Royale pour la Protection des Oiseaux

⁵¹ ITE: Institut d'Ecologie Terrestre

⁵² SBG: Groupe de travail sur les Oiseaux de mer

⁵³ <http://www.fameproject.eu/en/>

⁵⁴ JNCC: Comité conjoint pour la conservation de la nature

⁵⁵ RSPB: Société Royale pour la Protection des Oiseaux

⁵⁶ ITE: Institut d'Ecologie Terrestre

⁵⁷ SBG: Groupe de travail sur les Oiseaux de mer

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTI ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
aires d'hivernage							Pour les cétacés: Protocoles de la Société Espagnole des Cétacés (SEC)		toutes les espèces, suivi par satellite Créer des grilles maillées de 10x10 Km pour les observations méditerranéennes par les citoyens peut être crédible, particulièrement pour la distribution des phoques
Aire de distribution des espèces Sous-indicateur proposé: Etendue des aires d'alimentation	1.1.1	1.1 La distribution des espèces est maintenue	Etat	Localisation, géo-référencement et caractérisation des aires d'alimentation	Comparaison annuelle Tendance de l'étendue dans la grille	Pour les oiseaux: Guide de surveillance des oiseaux de mer pour la Grande Bretagne et l'Irlande (JNCC,RSPB, ITE,SBG)	Pour les oiseaux: Atlas électronique marin (BirdLife International) Pour les cétacés: Protocoles de la Société Espagnole des Cétacés (SEC)		L'examen des informations publiées, les entretiens collectifs et la collaboration entre les experts sont très importants pour faciliter la localisation des aires d'alimentation; pour toutes les espèces, le suivi par satellite associé à l'évaluation des proies à travers la télémétrie et/les données relatives à la pêche Créer des grilles maillées de 10x10 Km pour la Méditerranée
Abondance de la population Sous-	1.2.1	1.2 La taille de la population	Etat	Nombre de paires Nombre de femelles. Pour	Surveillance de la tendance	Pour les oiseaux: Guide de surveillance des oiseaux de mer pour la Grande Bretagne et	Projet FAME ⁶²		

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTI ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
indicateur proposé: Recensement des sites de reproduction et des cas de mise bas		d'espèces sélectionnées est maintenue		les phoques, nombre de jeunes dans la grotte		l'Irlande (JNCC ⁵⁸ ,RSPB ⁵⁹ ,ITE ⁶⁰ , SBG ⁶¹)			
Abondance de la population Sous-indicateur proposé: Recensement de la population dans les aires d'hivernage	1.2.1	1.2 La taille de la population d'espèces sélectionnées est maintenue	Etat	Nombre d'individus	Surveillance de la tendance	Pour les oiseaux: Guide de surveillance des oiseaux de mer pour la Grande Bretagne et l'Irlande (JNCC,RSPB,ITE,SBG)	Recensement International des Oiseaux d'Eau (IWC) ⁶³ Projet FAME		
Abondance de la population Sous-indicateur proposé: Recensement de la population dans les	1.2.1	1.2 La taille de la population d'espèces sélectionnées est maintenue	Etat	Nombre d'individus	Surveillance de la tendance	Pour les oiseaux: Guide de surveillance des oiseaux de mer pour la Grande Bretagne et l'Irlande (JNCC,RSPB,ITE,SBG)	Projet FAME		

⁶² <http://www.fameproject.eu/en/>

⁵⁸ JNCC: Comité conjoint pour la conservation de la nature

⁵⁹ RSPB: Société Royale pour la Protection des Oiseaux

⁶⁰ ITE: Institut d'Ecologie Terrestre

⁶¹ SBG: Groupe de travail sur les oiseaux de mer

⁶³ Wetland International (<http://www.wetlands.org/>)

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTI ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
zones de ravitaillement									
Abondance de la population Sous-indicateur proposé: Dénombrements de migrants	1.2.1	1.2 La taille de la population d'espèces sélectionnées est maintenue	Etat	Nombre d'individus	Surveillance de la tendance	Pour les oiseaux: Guide de surveillance des oiseaux de mer pour la Grande Bretagne et l'Irlande (JNCC,RSPB,ITE,SBG)	Programme Migres ⁶⁴ Projet FAME		
Caractéristiques démographiques de la population (p. ex. taille du corps, catégorie d'âge, ratio mâles-femelles, taux de survie et de mortalité) Sous-indicateurs proposés: Taux de fécondité des phoques moines Succès/Echec de l'élevage	1.3.1	1.3 La condition de la population d'espèces sélectionnées est maintenue	Etat	Production des bébés phoques moines (nombre d'individus par colonie par rapport à la taille de la colonie) Taux d'échec annuel de la colonie des oiseaux marins (pourcentage des colonies échouant par an, par espèces) Nombre d'échecs d'éclosion d'œufs sur les	Tendance	Pour les oiseaux: Guide de surveillance des oiseaux de mer pour la Grande Bretagne et l'Irlande (JNCC,RSPB,ITE,SBG)			

⁶⁴ www.fundacionmigres.org

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTI ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
d'espèces d'oiseaux marins Succès/Echec de l'élevage de tortues de mer				sites de nidification des tortues de mer par an					
Caractéristiques démographiques de la population (p. ex. taille du corps, catégorie d'âge, ratio mâles-femelles, taux de survie et de mortalité) Sous-indicateur proposé: Taux de mortalité due aux prises accessoires, à	1.3.1	1.3 La condition de la population d'espèces sélectionnées est maintenue	Etat, Impact	Nombre d'individus par rapport aux estimations de la population par étendue ou par unité de gestion, par an Phoques et cétacés Oiseaux marins Tortues de mer	Tendance	Pour les cétacés et les tortues de mer: Ligne directrice CAR/ASP ⁶⁵ guideline Pour les oiseaux de mer: Recensement Audubon des Oiseaux Côtiers ⁶⁶ RSPB Recensement des Oiseaux échoués sur la plage ⁶⁷ , ou ICAO. SEO/BirdLife ⁶⁸	Protocoles de la Société Espagnole des Cétacés (SEC) et de la Société Européenne des Cétacés (ECS) RSPB&SEO/ Protocoles de BirdLife		

⁶⁵ CAR/ASP: Centre d'Activité Régional pour les Aires Spécialement Protégées, PNUE/PAM (<http://rac-spa.org/>)

⁶⁶ www.audubon.org

⁶⁷ RSPB: Société Royale pour la Protection des Oiseaux (www.rspb.org.uk)

⁶⁸ ICAO: Inspection des Oiseaux échoués sur la plage. SEO/BirdLife: Société Ornithologique d'Espagne (www.seo.org)

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTI ON Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
l'échouement et à l'échouage									

ANNEX II
BIODIVERSITÉ

Orientation concernant l'application de chaque étape des tâches préparatoires pour la surveillance de la diversité biologique dans le cadre de l'EcAp

Orientation concernant l'application de chaque étape des tâches préparatoires pour la surveillance de la diversité biologique dans le cadre de l'EcAp

Tâches préparatoires

Les tâches préparatoires requises avant d'entamer le principal processus de surveillance comprennent ce qui suit, sans s'y limiter:

Tâche 1: Collecter des données environnementales et concernant l'activité humaine

Le développement d'un programme d'évaluation et de surveillance doit se baser sur une compréhension holistique de la région ou de la sous-région à évaluer. Compiler les informations pertinentes dans un Système d'Information Géographique est recommandé pour permettre une compréhension spatiale (et temporelle) de la relation entre les activités humaines (qui pourrait générer des pressions négatives sur l'environnement) et les caractéristiques de l'environnement, y compris sa biodiversité.

Les informations suivantes, qui seront utilisées d'une manière directe dans le cadre de nombreux aspects de l'application de l'EcAp, devront être compilées:

- a. Les principales activités humaines passées ou courantes qui pourraient potentiellement affecter ou auraient affecté la diversité biologique;
- b. La distribution, l'intensité et la fréquence des pressions à partir d'activités humaines;
- c. Des caractéristiques réglementaires et administratives significatives;
- d. Les principaux gradients physiques/océanographiques/géologiques (spatiaux et temporeux) dans la région ou la sous-région.
- e. Les caractéristiques de la biodiversité, y compris:
 - i la distribution des types d'habitats sur le fond marin et dans la colonne d'eau;
 - ii la distribution des écotypes d'espèces;
 - iii habitats/communautés et espèces d'intérêt spécial (p. ex. ceux dont la protection est prévue dans des accords régionaux et internationaux et dans la législation de la Communauté);
- f. des données en cours ou des programmes de surveillance en place concernant la diversité biologique.

La Figure A1 illustre les différentes couches d'informations compilées dans un SIG.

Tâche 2: Identifier les composantes de la biodiversité présentes dans la région ou la sous-région

Identifier ces composantes de la biodiversité qui sont présentes dans la région/sous-région. Identifier les sous-espèces, les populations et les variantes génétiques, le cas échéant (p. ex. où il est susceptible d'avoir besoin d'une évaluation spécifique). Les espèces errantes dans la région/la sous-région ne doivent pas être incluses.

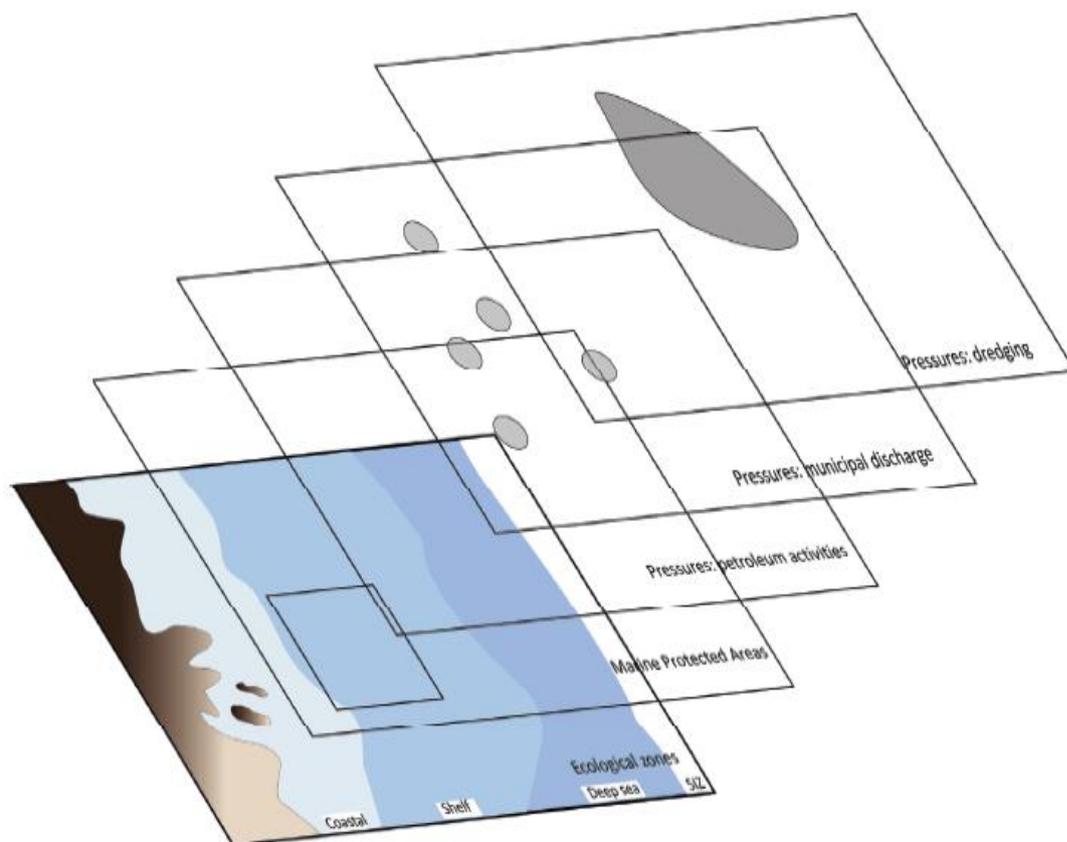


Figure A-1 Illustration des différents types de couches d'informations compilées dans un Système d'Information Géographique (SIG).

Tâche 3: Définir les zones d'évaluation écologiquement pertinentes

Définir un ensemble d'échelles (zones d'évaluation) écologiquement pertinents pour l'évaluation des composantes de la biodiversité dans la région ou la sous-région.

Tâche 4: Définir l'état (la condition) de référence

Les conditions de référence définissent l'état non affecté de la composante de la biodiversité et sont des conditions, comme il aurait été prévu, suivant 'les conditions physiographiques, géographiques et climatiques'. Cette phraséologie couvre également les conséquences du changement climatique. En conséquence, les effets négatifs sur la biodiversité résultant des changements de la température, de la salinité et de l'hydrographie de l'eau (courants océaniques et courants de marée, action des vagues) en raison du changement climatique (quand cela est connu) ne sont pas pris en considération dans la détermination du BEE de cet Objectif Ecologique. Toutefois, il est nécessaire de prendre en compte les effets du changement climatique dans l'élaboration des évaluations du BEE (p.ex. pour comprendre comment le changement climatique influence les critères pour une composante, particulièrement la distribution et la composition/l'abondance des espèces dans une communauté). Ainsi, il serait nécessaire de modifier la condition selon laquelle est évalué l'état qui s'adapte aux changements naturels/climatiques dans la distribution et la composition des espèces dans chaque zone d'évaluation.

Les conditions de référence sont spécifiques à l'espèce, à l'écotype ou au type d'habitat/de communauté et à la zone d'évaluation écologique dans une région/une sous-région. Ainsi, les conditions de référence ont besoin d'être déterminées pour refléter ces principales variations dans le caractère écologique au sein de la sous-région. Ainsi, les conditions de référence doivent être déterminées pour les composantes et les critères à évaluer et à surveiller dans chaque aire d'évaluation. Les conditions de référence peuvent être établies de plusieurs manières:

- a. Utiliser les données actuelles de plusieurs sites dans l'aire d'évaluation (ou les aires biogéographiques équivalentes) qui ne sont pas considérées comme sujettes aux pressions des activités humaines;
- b. Utiliser les données historiques, compte tenu des changements à long terme dans les conditions physiographiques, hydrologiques et/ou climatiques en place;
- c. Utiliser le jugement d'expert, compte tenu des caractéristiques de la composante de la biodiversité qui pourrait être envisagée dans les conditions physiographiques, hydrologiques et/ou climatiques en place, et des types d'espèces sensibles aux pressions actuelles et passée des activités humaines, et qui, ainsi, peuvent ne pas être présentes actuellement.
- d. Certaines combinaisons des options susmentionnées.

Dans certaines circonstances, il ne sera pas possible d'établir des conditions de référence d'une manière satisfaisante. Toutefois, il serait plus approprié d'utiliser les conditions des lignes de base, élaborées à un moment spécifique dans le passé et qui sont considérées comme les meilleures à répondre aux exigences des conditions de référence (p. ex. non affectées par les pressions des activités humaines).

ANNEXE III
BIODIVERSITÉ

Liste indicative révisée des types d'habitats et des communautés biologiques associés pour la surveillance de la biodiversité de l'ECAP

Liste indicative révisée des types d'habitats et des communautés biologiques associés pour la surveillance de la biodiversité de l'ECAP

Océanique Pélagique⁶⁹

Zones de remontée

Fronts

Gyres

Pélagique néritique

Benthique médiolittoral et infralittoral (= zone euphotique, p.ex. 0-50m)

Rocheux

1. Fonds durs associés (fonds, substrats, récifs) à des communautés d'algues photophiles, avec une attention spéciale à certaines ceintures de *Cystoseira*. (herbiers de *Cystoseira* distinct dans le milieu médiolittoral et le milieu infralittoral peu profond).

Note: Les zones arides surpâturées (en raison du surpâturage par les oursins ou les poissons herbivores invasifs) doivent être prises en considération

2. Communautés dans les milieux médiolittoral et infralittoral basés sur l'éco-construction (espèces de l'écosystème), avec une attention spéciale aux:

faciàs à Vermets (récifs à Vermets)

Sédimentaire

1. Prairies d'algues de mer (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera* sp.), avec une attention spéciale:

Récifs-barrières de *Posidonia* sp.,

Prairies de *Posidonia* sp., *Cymodocea* sp.

2. Communautés de sables infralittoraux ou de sables vaseux

Benthique Circalittoral (=Sciaphile, p.ex. 50-200m)

Rocheux

1. Habitats de fonds durs associés à des communautés coralligènes et des grottes semi-sombres, des récifs profonds (dominés par des éponges et autres organismes filtreurs)

Sédimentaires

⁶⁹ Concernant les habitats océaniques pélagiques, le document UNEP(DEPI)/MED WG.382/11 "Vers l'Identification et la Liste de Référence des Types d'Habitats Pélagiques dans la Méditerranée" a été préparé au nom du CAR/ASP pour aller de l'avant dans la compilation d'une liste de tels habitats soutenant l'exécution de la feuille de route de l'EcAp. Dans les conclusions de ce document, il a été recommandé que des efforts soient déployés pour la compilation d'une liste de référence de types d'habitats pélagiques à travers des consultations d'experts multidisciplinaires approfondies.

1. Communautés du fond détritique côtier
2. Communautés de fonds détritiques en bordure (faciès avec *Leptometra phalangium*),

Benthique Bathyal (=sombre, p.ex. >200 m)

1. Communautés avec des récifs coralliens en eaux profondes
2. Zones d'infiltration et communautés associées aux boues bathyales (faciès avec *Isidella elongata*)
3. Communautés associées à des monts sous-marins

**ANNEXE IV
BIODIVERSITE**

Tableau A1 Tableau de relation indicatif entre les pressions de l'environnement et les principaux impacts sur l'environnement marin

Pressures	Type	Source of pressure Examples focus on marine				Destination of pressure				Impacts on marine environment				
		Air	Land	Water	Marine	Air	Land	Water	Sea	Physical	Hydrological	Chemical	Biological	
Physical	Constructions on coast and at sea (concrete, metal, etc)	Inputs			Barrages, dams	Offshore (e.g. renewable energy, tidal power) & coastal (e.g. ports, marinas) industry, coastal defences, barrages, dams					Seabed substrate, topography	Water movement changes (waves, currents, river flows), turbidity	Salinity changes	Loss of habitat for species (mobile) and communities (seabed); barriers to species movements
	Disturbance/damage of sea floor	Change				Fishing, trampling on shores, beach cleaning and replenishment					Seabed habitat structure	Water clarity, turbidity		Community changes
	Mineral extraction (sand, gravel, rock etc)	Extraction				Sand & gravel extraction, navigational dredging					Seabed habitat structure	Water clarity, turbidity		Community changes
	Water extraction	Extraction			Irrigation, domestic use, industrial use	Desalination						Turbidity, water volume	Salinity changes	
Energy	Heat	Inputs				Power station cooling						Sea temperature		Species distributional changes
	Noise	Inputs				Shipping, piling, military								Displacement of species, behavioural changes
	Light	Inputs				Offshore platforms								Behavioural changes (birds); plant growth
	Electromagnetic waves	Inputs				Cables								Behavioural changes (e.g. fish)
Chemicals and other pollutants	Nutrients (N, P, organics)	Inputs		Agriculture, urban waste water	Aquaculture	Aquaculture						Water clarity	Deoxygenation, nutrient balance	Plankton blooms, macroalgal growth, species mortality
	Contaminants (hazardous substances, radionuclides) diffuse/point sources	Inputs		Industry, urban, agriculture		Offshore industry (oil & gas), aquaculture							Chemical balance	Sub-lethal effects (incl. seafood)
	Contaminants (acute events, e.g. oil spills)	Inputs				Shipping, oil & gas industry								Death/injury to species, health of species
	CO ₂ , greenhouse gases	Inputs	Aviation emissions	Industry, transport, urban	Shipping emissions	Shipping emissions						Sea temperature, wave action, currents, sea level	pCO ₂ /acidification	Species distribution, behaviour and reproductive capacity changes
	Litter	Inputs		Industry, urban		Shipping, offshore operations					Smothering of habitat			Death/injury to species, health of species
Biological	Non-indigenous species	Inputs				Shipping ballast water, hulls, aquaculture								Community changes
	Translocation of (native) species	Change				Aquaculture								Genetic changes
	Introduction of genetically modified species	Inputs				Aquaculture								Genetic changes
	Microbial pathogens	Inputs		Urban waste water, sewage from agriculture		Aquaculture								Shellfish health, human health
	Removal of species (targeted, non-targeted)	Extraction		Hunting	Fishing	Fishing, hunting, harvesting, bioprospecting								Population changes, community changes
	Injury/death to species	Change	Hunting (wildfowl)	Transport		Shipping/wind farm collision; fishing (trawling)								Population changes
	Disturbance of species	Change				Ecotourism, shipping								Behavioural changes
Anthropogenic pressure = an input, alteration or extraction of physical, chemical or biological substances, properties or functions of the natural environment which results directly or indirectly from human activities.									Priority: highest		Priority: medium		Priority: lowest	

Tableau A1 Tableau de relation indicatif entre les pressions de l'environnement et les principaux impacts sur l'environnement marin⁷⁰

⁷⁰ Le tableau représente le droit d'auteur - compte tenu du fait que ce document reflète les opinions de son auteur et ne représente en aucun cas l'opinion de la Commission Européenne.

ANNEXE V
BIODIVERSITE

Aperçus des critères et méthodes pour le contrôle de la biodiversité

Aperçus des critères et méthodes pour le contrôle de la biodiversité

A. Aperçu des critères de surveillance internationale et pertinente

Lignes directrices pertinentes développées avec ISO et/ou CEN comme suit:

EN 14996 Qualité de l'eau - Orientation pour assurer la qualité des évaluations écologiques et biologiques dans l'environnement aquatique

EN 15204 Qualité de l'eau - Orientation normalisée sur l'énumération du phytoplancton par le biais de la microscopie inversée (technique Utermöhl)

EN ISO 16665:2014. Qualité de l'eau - Lignes directrices pour l'échantillonnage quantitatif et le traitement d'échantillons de la macrofaune marine de fonds mous.

EN ISO 19493:2007 Qualité de l'eau - Orientation sur les études biologiques marines des communautés de substrat solide

EN 15972:2011 Qualité de l'eau – Orientation sur les enquêtes quantitatives et qualitatives du phytoplancton marin

EN 16260:2012 Qualité de l'eau - Etudes visuelles des fonds marins par le moyen d'observation remorquée et/ou opérée à distance pour la collecte de données environnementales

EN 16161:2012 Qualité de l'eau - Orientation sur l'utilisation de techniques d'absorption in-vivo pour l'estimation de la concentration de chlorophylle dans l'échantillon marin et d'eau fraîche

B. Réexamen des méthodes d'échantillonnage pour les principales composantes du biote marin

Les méthodes d'échantillonnage telles que prévues par Katsanevakis et al. (Katsanevakis et al., 2012), outre les considérations portant sur la détectabilité imparfaite, sont résumées dans le Tableau A.2.

Le potentiel d'utilisation de l'ADN environnemental dans le cadre de la surveillance marine a été récemment passé en revue par Bourlat et al. (Bourlat et al., 2013), alors qu'il existe des ressources d'informations croissantes disponibles sur Internet⁷¹. Une autre approche prometteuse consiste en l'utilisation de caméras à haute définition, fixées à un avion pour surveiller les cétacés et les oiseaux de mer. La méthode est développée davantage dans plusieurs projets de recherche⁷².

Tableau A2

Méthodes appliquées à la surveillance des populations marines, pour les composantes du biote marin. Soulignées: les méthodes les plus communes pour chaque composante, ROV: (Véhicule télécommandé), CPUE: (capture par unité d'effort), PIT: (Transmetteur passif intégré), s.o. (sans objet), potentielles: méthodes éventuellement applicables. (de Katsanevakis et al., 2012)

⁷¹ http://edna.nd.edu/Environmental_DNA_at_ND/Home.html

<http://www.environmental-dna.nl>

<http://pubs.usgs.gov/fs/2012/3146>

<http://www.asiancarp.us/edna.htm>

<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22151771>

⁷² http://mhk.pnnl.gov/wiki/images/d/d6/High_Definition_Imagery_for_Surveying_Seabirds_and_Marine_Mammals.pdf

Echantillonnage pilote	Echantillonnage à distance	Marquage-recapture	Etudes répétitives pour estimations d'occupation	Méthodes d'élimination	Autres
Invertébrés <u>Endobenthos:</u> <u>Bennes, carottiers; dispositifs du dragage; décompte de terriers</u>	s. o.	Marquage de la mégafaune (mollusques, crustacés)	Basées sur des échantillons endobenthiques répétitifs (potentiels)	Simple élimination de CPUE (pour la mégafaune)	
<u>Epibenthos:</u> <u>Chaluts, dispositifs du dragage, luges; transects linéaires (plongeurs, ROV=, caméras installées); cadrats, cadrats de photos</u>	Transects linéaires par des plongeurs ou des sous-marins	Marquage (mollusques crustacés, échinodermes)	Par des plongeurs	Elimination simple ou CPUE	Etudes de transects linéaires ou ponctuels d'interception
<u>Hyperbenthos:</u> <u>Luge à levier</u>	s. o.	s. o.	Basées sur des échantillons de luge répétitifs (potentiel)	CPUE	
Zooplankton <u>Filets remorqués;</u> <u>Transects par bande pour le mégaplancton (montés sur des navires, aérien, ROV, profileurs par vidéo, plongeurs)</u>	Transects linéaires montés sur des navires (pour le mégaplancton)	s. o.	Pour le mégaplancton (potentiel)	s. o.	Acoustique de l'Enregistreur Continu de Plancton (CPR)
Mammifères marins <u>Cétacés:</u> <u>Transects à bande montés sur un navire ou aériens</u>	<u>Transects linéaires montés sur un navire ou aériens</u>	<u>Identification par photo à partir d'un marquage naturel sur les nageoires caudales ou dorsales</u>	Montées sur un navire ou aériennes (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	Décompte de migrations
<u>Pinnipèdes:</u> Echantillonnage cadrat de colonies	s. o.	Identification par photo à partir d'un marquage naturel sur le pelage	Dans les grottes marines, les plages etc. (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	<u>Décompte de colonies</u>
Oiseaux de mer <u>Transects à bande montés sur des navires ou aériens</u>	Transects linéaires montés sur des navires	<u>Baguage</u>	Montées sur un navire ou aériennes (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	Observations de la mer
Tortues de mer <u>Transects à bande montés sur des navires ou aériens</u>	Enquêtes aériennes ou de navires (transects linéaires)	Marquage par transpondeur passif intégré, marquage satellitaire	Montées sur un navire, aériennes ou sur la base de plongeurs (potentiel)	CPUE (prises accessoires), élimination simple	<u>Décompte de nids</u>

C. Méthodes de recensement des habitats benthiques

Tableau A3 Méthodes de recensement des habitats benthiques utiles pour localiser, déterminer l'étendue et évaluer la biodiversité (tel que adapté à partir de EC, 2007).

Type de données	Données utiles pour localiser, déterminer l'étendue et évaluer la biodiversité de l'habitat selon le type de l'habitat			
	“Biocénose de sable fin dans les eaux très peu profondes”	“Fonds marins durs associés aux algues photophiles”, “Biocénose d'algues infralittorales ”	“Fonds marins durs associés à la biocénose Coralligène”	Prairies d'algues de mer (<i>Posidonia oceanica</i> , <i>Cymodocea nodosa</i> , <i>Zostera</i> spp)
Méthodes à distance				
Sonar à balayage latéral ¹	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Applicable
Bathymétrie multifaisceaux ¹	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Applicable sans certaines conditions
AGDS ¹ (Système de discrimination acoustique du fond)	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue	Localisation, étendue
Images satellitaires ²	Localisation, étendue	Localisation, étendue (pas de distinction entre les sous-types de récif)	Localisation, étendue	Localisation, étendue
Photographie aérienne ^{1,2}	Localisation, étendue			Localisation, étendue
Echantillonnage direct et méthodes d'observation:				
Echantillonnage aléatoire/carottage ³	Etendue / Biodiversité	Biodiversité limitée) (application	Biodiversité recommandée) (non	Biodiversité recommandée) (non
Echantillonnage par plongée	Biodiversité	Biodiversité	Biodiversité	Biodiversité
Caméra vidéo remorquée ³	Etendue	Etendue / Biodiversité (non recommandée)	Etendue	Etendue
Caméra vidéo rabattable/ photographie/ROV	Etendue / Biodiversité	Etendue / Biodiversité	Etendue / Biodiversité	Etendue / Biodiversité
Chalut épibenthique/dragage ³	Biodiversité (application limitée)	Non recommandée ³	Non recommandée ³	Non recommandé

Notes:

1 Pour tous les types de détection à distance, distinguer les habitats l'un de l'autre et à partir des fonds marins avoisinants dépend de la résolution de la méthode d'échantillonnage = une résolution plus élevée donnerait de meilleures données pour distinguer les habitats, mais couvrira des zones plus petites et sera plus chère pour collecter et traiter ces données que celles à faible résolution.

2 Les photographies aériennes et les images satellitaires ne sont utilisées que dans les eaux peu profondes (6-7m de profondeur dans le NO de la Méditerranée et 10-15m de profondeur dans le SE de la Méditerranée), en fonction de la clarté de l'eau et d'autres facteurs.

3 L'échantillonnage aléatoire/le carottage et le dragage/chalutage sont des méthodes d'échantillonnage relativement destructives. Ces méthodes peuvent apporter des données utiles, mais leur utilisation extensive n'est pas recommandée pour l'évaluation d'habitats sensibles aux dégâts physiques (p.ex. récif biogène, herbiers marins et fonds maerl) et ne doivent pas être utilisées pour en identifier l'étendue. La vidéo remorquée peut également s'avérer destructive pour les habitats fragiles, si elle touche le fonds marin et n'est pas recommandée dans ces cas-là.

ANNEX VI
ESPECES NON INVASIVES
Fiche de données pour l'Objectif Ecologique 2

OBJECTIF ECOLOGIQUE 02: Les espèces non indigènes introduites par les activités humaines sont à des niveaux qui n'altèrent pas négativement l'écosystème

Nom de l'indicateur	Numéro de l'indicateur	Objectif opérationnel	Etat, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Eléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	QA/QC	Recommandations/Données supplémentaires nécessaires
Tendances dans l'abondance, l'occurrence temporelle et la distribution spatiale des espèces non indigènes, particulièrement les espèces non indigènes envahissantes, notamment dans les zones à risque en relation avec les principaux vecteurs et itinéraires de dissémination de telles espèces"	2.1.1. (2.1.2 fusionné) ⁷³	2.1. Les introductions d'espèces envahissantes non indigènes sont minimisées	Pression	Présence/absence d'ENI, se concentrant essentiellement sur les EEE Se concentrant sur les sites à haut risque surveillés au moins chaque année, avec des sites à risque inférieur, surveillés d'une manière moins fréquente, p. ex. chaque deux ans	Les tendances temporelles entre les années seront évaluées	Pour des Enquêtes d'Evaluation Rapide (RAS): Aston et al., 2006; Minchin, 2007; Pedersen et al., 2003 Pour les zones méditerranéennes marines protégées: Otero et al., 2013. Pour les exemptions dans le cadre de la Convention Internationale de l'OMI sur la gestion et le contrôle des eaux de ballast : Les lignes directrices de l'OMI pour l'évaluation des risques en vertu de la Règle A-4 de ladite Convention	Vu le large éventail des groupes taxonomiques à couvrir, les protocoles d'échantillonnage seront très variés. Quel protocole d'échantillonnage doit-il être utilisé et dans quels cas? Devra-t-il être orienté, en partie, par une analyse de risques. Hewitt, C.L., Martin, R.B., 2001. Protocole révisé des enquêtes portuaires de référence pour les espèces marines introduites (Hewitt and Martin, 2001) et les lignes directrices des Conventions HELCOM/OSPAR développées pour les exemptions en vertu de la Convention Internationale de l'OMI sur la gestion et le contrôle des Eaux de Ballast constitueraient une source utile de protocoles d'échantillonnage pour certains taxa	Besoin de développement	Les techniques taxonomiques traditionnelles peuvent s'avérer incapables d'identifier les espèces-clés (p.ex. si leur nombre est bas, à des stades de vie jeunes, ou affectés). Le développement des techniques moléculaires peut augmenter, d'une manière significative, la capacité de l'évaluation rapide et précise des échantillons.

⁷³ Les Indicateurs 2.1.1 et 2.1.2 de la Décision de la COP 18 ont été fusionnés en un seul indicateur 2.1.1 qui a été adopté comme un indicateur commun de l'ECAP à la réunion CORGEST, tenue à Athènes du 17 au 19 février 2014 (UNEP(DEPI)/MED WG.390/4).

**ANNEXE VII
ESPECE NON INVASIVE**

Bases de données et sites web principaux sur les faits et la distribution d'espèces envahissantes

Bases de données et sites web principaux sur les faits et la distribution d'espèces envahissantes

Couverture Globale

Compendium sur les Espèces Envahissantes (CABI Invasive Species Compendium) (ISC)

<http://www.cabi.org/isc/>

Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO), base de données sur l'introduction d'espèces aquatiques (DIAS)

<http://www.fao.org/figis/servlet/static?dom=collection&xml=dias.xml>

FISHBASE

<http://www.fishbase.org/>

Programme Mondial sur les Espèces Envahissantes (GISP)

<http://www.gisp.org>

Base de données mondiale des espèces envahissantes (GISD)

<http://www.invasivespecies.net/>

Réseau d'information global sur les espèces envahissantes (GISIN)

<http://www.gisinetnetwork.org>

Partenariat GloBallast: Pour appliquer des mécanismes durables fondés sur les risques pour la gestion et le contrôle des sédiments et des eaux de ballast des navires pour minimiser les effets néfastes des espèces envahissantes aquatiques transférées par les navires.

<http://globallast.imo.org/>

Groupe de spécialistes des espèces envahissantes (GSEE) IUCN et Base de données mondiale des espèces envahissantes IUCN (GISD)

<http://www.issg.org/#ISSG>

<http://www.issg.org/database/welcome/>

Conservation de la Nature (The Nature Conservancy (TNC))

<http://www.nature.org/invasivespecies>

<http://tncinvasives.ucdavis.edu/>

Couverture Européenne

Réseau européen d'information sur les espèces exotiques (EASIN)

<http://easin.jrc.ec.europa.eu/>

Réseau européen d'information sur les espèces exotiques (COST TD1209)

http://www.cost.eu/domains_actions/fa/Actions/TD1209

Portail d'information sur les espèces exotiques envahissantes en Europe du Nord et Centrale (NOBANIS)

<http://www.nobanis.org/>

"Signaux" de l'Agence Européenne pour l'Environnement:

<http://www.eea.europa.eu/pressroom/newsreleases/killer-slugs-and-otheraliens>

Programme "Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe" (DAISIE)

<http://www.europe-aliens.org/>

Système d'Information sur les espèces aquatiques non indigènes et cryptogéniques (AquaNIS)

<http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis>

Les registres méditerranéens sont basés sur DAISIE et seront mis à jour.

Couverture Méditerranéenne

L'Atlas de la CIESM pour les Espèces Exotiques dans la Mer Méditerranée est lié à la base NISbase, une base de données distribuées, gérée par l'Institut Smithsonian, visant à recenser toutes les espèces aquatiques non indigènes introduites de par le monde.

<http://www.nisbase.org/nisbase/index.jsp>

Base de données MAMIAS pour le Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) de la Convention de Barcelone

<http://www.rac-spa.org/>

<http://www.mamias.org>

Réseau de l'Europe Orientale et Méridionale pour les Espèces Exotiques Envahissantes (ESENIAS). Portail de données régional sur les EEE en Europe du Sud et de l'Est (Albanie, Bosnie - Herzégovine, Bulgarie, Croatie, Grèce, Kosovo conformément à la Résolution du Conseil de Sécurité des Nations Unies 1244/99, ERY de Macédoine, Monténégro, Serbie, Roumanie (pays invité) et Turquie.

<http://www.esenias.org/>

Couverture nationale

InvasiBer, Espèces Exotiques Invasoras de la Péninsule Ibérique (Espagne)

<http://invasiber.org/>

Réseau Hellénique sur les Espèces Envahissantes Aquatiques (ELNAIS) - Grèce

<https://services.ath.hcmr.gr/>

SIDIMAR, Italie

http://www.sidimar.tutelamare.it/distribuzione_alieni.jsp

Centres d'Informations Nationaux sur la Biodiversité - BIFs;

<http://www.gbif.org/participation/participant-nodes/bif/>

Autres documents pertinents

Evaluer les risques environnementaux à grande échelle pour la biodiversité avec des méthodes testées (ALARM)

<http://www.alarmproject.net>

Site web de l'Union Européenne (UE):

http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm

Etendue de l'action de l'UE:

http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/2006_06_ias_scope_options.pdf

**ANNEXE VIII
EUTROPHICATION**

Indicateurs présentant un intérêt pour la surveillance de l'eutrophisation

Indicateurs présentant un intérêt pour la surveillance de l'eutrophisation

Chlorophylle

Le lien entre la valeur moyenne des éléments nutritifs et les valeurs moyennes de chlorophylle dans les eaux côtières est généralement admis, au point que les cartes satellites de la chlorophylle servent couramment de cartes de l'eutrophisation marine (Agence européenne de l'environnement, Rapport technique, 2002).

De nombreuses études utilisent la Chl-a comme indicateur de l'eutrophisation ou de la qualité de l'eau (Harding et Perry 1997, Boyer et al. 2009) en raison de la simplicité de l'analyse intégrative qu'elle offre.

De plus, comme il a été souligné (Boyer et al., 2009), "l'indicateur Chl-a a trois composantes spécifiques: l'intensité de la prolifération (incidence des concentrations de Chl-a qui dépassent la valeur de base par zone et par mois), la fréquence de la prolifération (nombre de mois par an pendant lesquels les concentrations de Chl-a dans chaque zone dépassent la valeur seuil spécifique pour cette zone), et l'étendue spatiale de la prolifération (concentrations de Chl-a pondérées en fonction de la superficie pour une région donnée, par mois, excédant la concentration seuil pour la région)".

Autres avantages de l'utilisation de la Chl-a comme mesure:

1) La Chl-a intègre toute la communauté phytoplanctonique.

La biomasse de phytoplancton constitue une mesure directe de l'abondance du phytoplancton. La concentration de chlorophylle représente une mesure intégrée et très simple de la réponse de la communauté phytoplanctonique à l'enrichissement en éléments nutritifs" (in: Devlin et al. 2007)

2) La Chl-a est un indicateur de l'eutrophisation.

"Il y a généralement une bonne corrélation entre la production planctonique primaire et la biomasse algale, et la biomasse algale est un excellent indicateur de l'état trophique. De plus, la biomasse algale est associée aux symptômes visibles de l'eutrophisation, et elle est habituellement la cause des problèmes concrets que provoque l'eutrophisation" (in: Boyer et al. 2009).

3) La Chl-a est facile à prélever et à analyser.

"Il est relativement simple de mesurer la Chl-a en regard de la biomasse algale" (in: Boyer et al. 2009). L'analyse de la Chl-a ne nécessite aucune spécialisation. Les comparaisons d'un laboratoire à l'autre sont faciles. Elle est d'un bon rapport coût-efficacité même pour un très grand nombre de prélèvements (y compris s'il est nécessaire de répéter les analyses).

Éléments nutritifs

On trouve parmi les éléments nutritifs naturellement présents dans le milieu marin des composés de silicium (Si) ainsi que d'azote (N) et de phosphore (P). Les concentrations des principaux éléments nutritifs varient avec les saisons, en conséquence des processus naturels marins. L'eutrophisation résulte de l'enrichissement par importation dans le cycle saisonnier 'vierge', qui augmente les réserves d'éléments nutritifs- azote et/ou phosphore dans une masse d'eau, et permet donc une production primaire annuelle plus grande de matière organique et un stock permanent d'algues plus grand également. Les concentrations d'éléments nutritifs végétaux reflètent l'équilibre entre un grand nombre de processus physiques et biotiques. Par conséquent, les concentrations en éléments nutritifs (N, P, Si) sous toutes leurs formes (organique, inorganique, dissoute, en particules) sont des indicateurs d'eutrophisation extrêmement utiles. Ils peuvent cependant n'avoir pas un grand sens aux limites extérieures, lorsque les éléments nutritifs sont totalement absorbés par le phytoplancton. Bien que le phosphore soit l'un des éléments nutritifs les plus classiquement détectés dans les systèmes d'eau douce, il y a de bonnes raisons de croire que l'azote, sous n'importe laquelle de ses formes, peut jouer un rôle plus important dans la plupart des systèmes marins, sinon tous. La silice est un bon indicateur de la dispersion de l'eau douce et du potentiel de prolifération des diatomées.

Ratios d'éléments nutritifs

L'enrichissement anthropique en éléments nutritifs se limite principalement à l'azote et au phosphore, alors que l'apport en silicium demeure constant ou diminue avec l'augmentation de la production de diatomées et le dépôt et la rétention de silicium qui s'ensuivent dans les sédiments. Les concentrations accrues en éléments nutritifs ne sont pas l'unique résultat de l'influence anthropique. Les rapports stœchiométriques des éléments nutritifs, Si:N, N:P et Si:P ont changé eux aussi. En appliquant le ratio Redfield (Si:N:P= 16:16:1) comme critère de l'équilibre stœchiométrique des éléments nutritifs, le ratio atomique Si:N:P des diatomées marines, qui sont des constituants abondants du phytoplancton côtier, est d'environ 16:16:1, lorsque les concentrations en éléments nutritifs sont suffisantes (Redfield, 1934, Redfield et al., 1963; Brzezinski, 1985). Des études sur la cinétique de l'absorption des éléments nutritifs ont montré que les ratios ambiants de $N/P < 10$ et $Si/N > 1$ dissous indiquent une limite stœchiométrique N, que $Si/N < 1$ et $Si/P < 3$ indiquent une limite Si, et que $N/P > 20-30$ évoque une limite P (Dortch & Whitledge, 1992; Justic et al., 1995).

Précédemment, Smayda (1990) avait suggéré que le déclin à long terme des ratios Si:P était lié aux importantes proliférations des algues non siliceuses dans les eaux côtières, partout dans le monde. Conley et al. (1993) ont présenté un résumé détaillé des modifications du cycle biogéochimique du silicium avec le phénomène d'eutrophisation. Pour l'essentiel, la limitation de ce dernier élément (Si) pourrait diminuer l'importance des diatomées dans la population phytoplanctonique et la remplacer par des formes nocives et toxiques telles que les dinoflagellés. Ainsi, les écosystèmes marins touchés par l'enrichissement en éléments nutritifs montrent, dans les ratios d'approvisionnement en ressources, des changements qui peuvent modifier la population microplanctonique.

Oxygène dissous

Le manque d'oxygène peut résulter de la coulée vers le fond et de la décomposition de la matière organique produite en excès en conséquence de l'eutrophisation. Il peut apparaître pour d'autres raisons, notamment des rejets de matières organiques allochtones et la diminution de la ventilation des eaux profondes causée, par exemple, par le changement climatique. Le domaine benthique est donc beaucoup plus sujet aux effets du manque d'oxygène. On peut distinguer divers degrés dans le manque d'oxygène. Les conditions oxygènes ou aérobiques sont celles de l'état d'oxygénation normal (4,5ml/l dans le bassin méditerranéen occidental et 4,2 ml/l dans le bassin méditerranéen oriental). Les conditions sont généralement considérées comme hypoxiques au-dessous de 2ml/l, dénotent des niveaux d'oxygène significativement réduits et causent des dommages importants aux organismes benthiques des couches plus élevées. Les conditions anoxiques ou anaérobiques indiquent une absence totale d'oxygène dissous. La formation de H_2S en conditions anoxiques réduit encore la tolérance de ces espèces capables de survivre à une anoxie temporaire. Le taux d'épuisement de l'oxygène dans les couches inférieures dépend bien entendu dans une large mesure de l'hydrodynamique de la région.

Turbidité

La pénétration de la lumière, qui est une fonction inverse de la turbidité de l'eau, peut aussi être une bonne mesure de l'eutrophisation, sauf près des embouchures où les solides inertes en suspension peuvent être extrêmement abondants. Bien que critiqué parfois en raison de sa simplicité, le disque de Secchi est un outil important dans les études marines sur l'eutrophisation. La détermination de la couleur de l'eau de mer (échelle de Forel, Wernard and van der Woerd, 2010), associée au disque de Secchi, est utile également, constituant ainsi une indication de transparence de l'eau, ce qui contribue à classer l'activité biologique en général. D'autres

outils, tels que ceux décrits dans la norme ISO 7027 :1999 - Qualité de l'Eau – Détermination de la Turbidité, peuvent également être utilisés pour mesurer la turbidité.

Macrophytes aquatiques⁷⁴

La présence ou l'absence de macrophytes affecte l'entièreté du biote marin estuarien ou côtier, en raison de la haute productivité combinée à la fonction d'habitat de cette communauté végétale. Le principal avantage de l'utilisation des macrophytes aquatiques dans un plan de surveillance est qu'ils sont organisés en communautés sessiles. Fondamentalement, ces communautés algales vasculaires enracinées ou cramponnées ne sont pas mobiles, de sorte que l'expansion ou la contraction des herbiers marins peut être aisément mesurée et faire office d'indicateur environnemental; la mesure de l'extension de la communauté des macrophytes et de leur densité relative peut être facilement réalisée à distance, comme par exemple, au moyen de la photographie aérienne, si l'eau est claire ou peu profonde. Les prélèvements sont effectués à une fréquence réduite en raison du renouvellement relativement faible de la communauté par rapport à d'autres biotes tels que les invertébrés benthiques ou les poissons. L'identification taxonomique dans une zone donnée est généralement cohérente et simple. L'espèce dominante et sa couverture sont sans aucun doute des informations pertinentes pour l'évaluation de l'état de l'environnement.

Macrozoobenthos⁷⁵

Les macro-invertébrés benthiques constituent des colonies intéressantes pour toutes les évaluations biologiques des masses d'eau, car ils réagissent aux qualités de l'eau, des sédiments et des habitats, ils ne sont pas très mobiles et, par conséquent, intègrent les changements à long terme dans leurs structures et leurs fonctions en tant que communautés. L'endofaune benthique, par nature sédentaire, est donc la plus susceptible de répondre aux impacts environnementaux locaux; elle est sensible aux dérangements de l'habitat de sorte que les communautés réagissent plutôt rapidement aux changements dans la composition et l'abondance des espèces. Chaque espèce de macro-invertébré connaît des étapes délicates dans son cycle de vie, où elle répond aux conditions de stress et intègre les effets des variations environnementales à court terme, alors que la composition de la communauté dépend des conditions environnementales à long terme.

⁷⁴ Actuellement non inclus dans la Décision sur l'approche écosystémique, mais il s'agit cependant d'un important indicateur à prendre éventuellement en compte pour les travaux futurs de surveillance de l'eutrophisation.

⁷⁵ Actuellement non inclus dans la Décision sur l'approche écosystémique, mais il s'agit cependant d'un important indicateur à prendre éventuellement en compte pour les travaux futurs de surveillance de l'eutrophisation.

ANNEXE IX
EUTROPHICATION
Fiche de données pour l'Objectif Ecologique 5 : Eutrophisation

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 05: L'eutrophisation due aux activités humaines est évitée, en particulier les effets néfastes qu'elle entraîne tels que les pertes de biodiversité, la dégradation des écosystèmes, les proliférations algales nocives, l'appauvrissement en oxygène des eaux du fond

Indicateur selon Décision COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthode de références	AQ/CQ	Recommandations/Données complémentaires nécessaires
5.1.1	Concentration des principaux éléments nutritifs dans la colonne d'eau	5.1 Les apports d'origine anthropique d'éléments nutritifs dans le milieu marin n'entraînent pas de phénomènes d'eutrophisation	Pression	Azote total (N $\mu\text{mol/L}$), Nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$ $\mu\text{mol/L}$)*, Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$ $\mu\text{mol/L}$)*, Nitrite ($\text{NO}_2\text{-N}$ $\mu\text{mol/L}$)*, Orthophosphate (P-PO_4 $\mu\text{mol/L}$), Phosphore total*, Silicate (SiO_2 $\mu\text{mol/L}$)	Programme MED POL de surveillance des tendances temporelles et d'état Pour les stations côtières prélèvements au moins 4/an, 6 à 12/an recommandés Pour les eaux ouvertes, la fréquence de l'échantillonnage à déterminer à un niveau sous-régional selon une approche fondée sur les risques	Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation UNEP(DEC) MED WG.231/14	<i>Sampling and Analysis Techniques for the Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL</i> (Rapports techniques du PAM No. 163 – en anglais seulement)	Exercices d'interétalonnage de MED POL en accord avec QUASIMEME	*Unités entrant dans l'indice TRIX
5.1.2	Taux des éléments nutritifs (silice, azote et phosphore), le cas échéant	5.1 Les apports d'origine anthropique d'éléments nutritifs dans le milieu marin n'entraînent pas	Pression	Si:N, N:P, Si:P	Surveillance des éléments nutritifs dans le cadre du Programme MED POL de surveillance des tendances	Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation UNEP(DEC) MED WG.231/14	<i>Sampling and Analysis Techniques for the Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL</i>		

Indicateur selon Décision COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthode de références	AQ/CQ	Recommandations/Données complémentaires nécessaires
		de phénomènes d'eutrophisation			temporelles et d'état Pour les stations côtières prélèvements au moins 4/an, 6 à 12/an recommandés Dérivation mathématique simple des ratios des concentrations en éléments nutritifs		(Rapports techniques du PAM No. 163 – en anglais seulement)		

Indicateur No	Intitulé	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthode de références	AQ/CQ	Recommandations /Données complémentaires nécessaires
5.2.1	Concentration de la chlorophylle-a dans la colonne d'eau	5.2 Les effets directs du surenrichissement en éléments nutritifs sont évités	Etat, Impact	Concentration de la chlorophylle-a dans l'eau de mer ($\mu\text{g/l}$)*	Programme MED POL de surveillance des tendances temporelles et d'état Pour les stations côtières prélèvements au moins 4/an, 6 à 12/an recommandés	Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation UNEP(DEC)MED WG.231/14	<i>Sampling and Analysis Techniques for the Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL</i> (Rapports techniques du PAM No. 163 – en anglais seulement)	Exercices d'interétalonnage de MED POL en accord avec QUASIMEME	*Unités entrant dans l'indice TRIX Les valeurs limites indicatives pour la chlorophylle-a déterminées dans le cadre du MED GIG pour la classification par états demandée par la Directive-cadre sur l'eau de l'UE, à savoir entre "bon état" et "état moyen" pourraient être essayées par des pays méditerranéens hors de l'UE pour déterminer si elles sont pertinentes. Les techniques de télédétection seraient un outil utile pour évaluer les concentrations de chlorophylle. À l'échelle régionale la télédétection pourrait être utile pour détecter les zones où des problèmes sont en train d'émerger. Il est recommandé d'entreprendre des

									programmes pilotes à l'échelle sous-régionale pour vérifier l'intégration de la télédétection et des données <i>in situ</i> .
5.2.2	Transparence de l'eau s'il y a lieu	5.2 Les effets directs du surenrichissement en éléments nutritifs sont évités	Etat ou Impact	Transparence de l'eau mesurée, comme p. ex. la profondeur de Secchi ou selon la Norme ISO 7027 :1999 - Qualité de l'Eau – Détermination de la Turbidité	Programme MED POL de surveillance des tendances temporelles et d'état	Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation UNEP(DEC)MED WG.231/14	<i>Sampling and Analysis Techniques for the Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL</i> (Rapports techniques du PAM No. 163 – en anglais seulement)		
							Norme ISO 7027 :1999 Qualité de l'Eau – Détermination de la Turbidité		

Indicateur No	Intitulé	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthode de références	AQ/CQ	Recommandations /Données complémentaires nécessaires
5.3.1	Oxygène dissous à proximité du fond, autrement dit modifications dues à l'accroissement de la décomposition de matières organiques et dimensions de la zone concernée	5.3 Les effets indirects du surenrichissement en éléments nutritifs sont évités	Pression, Impact	Concentration de l'oxygène dissous (mg/l) et Saturation (%)*	Programme MED POL de surveillance des tendances temporelles et d'état	Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation UNEP(DEC)MED WG.231/14	<i>Sampling and Analysis Techniques for the Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL</i> (Rapports techniques du PAM No. 163 – en anglais seulement)		*Unités entrant dans l'indice TRIX en tant qu'écart de taux absolu par rapport à la saturation Variations quotidiennes des profils d'oxygène dissous à la saison critique et des profils de T ₀ et de salinité, établies grâce à l'application de balises spécifiques.

ANNEXE X
CONTAMINANTS
Fiche de données pour l'Objectif Ecologique 9 : Contaminants

Objectif écologique 09: Les contaminants ne causent aucun impact significatif sur les écosystèmes côtiers et marins et sur la santé humaine

N° d'indicateur selon la décision du COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	AQ/CQ	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
9.1.1	Les concentrations des contaminants-clés nocifs dans les matrices pertinentes (le biote, les sédiments et l'eau de mer)	9.1 La concentration des contaminants prioritaires (tels que spécifiés dans la Convention de Barcelone et le Protocole tellurique) est maintenue dans les limites acceptables et n'augmente pas.	Pression	<p>Hg, Cd, Pb, PCB, pesticides halogénés (aldrine, dieldrine, HCB, lindane, ΣDDT), PAH</p> <p>Dans les sédiments et le biote représentatif (bivalves comme <i>Mytilus galloprovincialis</i>, poisson comme <i>Mullus barbatus</i>)</p> <p>Dosage de l'aluminium (AL) et du carbone organique (OC) dans les sédiments à des fins de normalisation</p> <p>pH dans l'eau de mer pour mesurer l'acidification</p> <p>La surveillance des contaminants dans l'eau de mer présente des défis spécifiques et il est recommandé de mener une</p>	<p>Le programme de surveillance de l'État et des tendances temporelles du MED POL</p> <p>Chaque année, pour le biote (pour les moules avant la période de la fraie), chaque 4-5 ans pour les sédiments dans les zones à faible sédimentation et chaque année, pour les sédiments dans les zones à haute sédimentation, y compris les estuaires et les ports, dans les conditions hydrographiques les plus</p>	<p>Le programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution dans la région de la Méditerranée – Série de rapports techniques du PAM N° 120</p>	<p>Énumérées dans l'Annexe I des directives de surveillance de l'ECAP.</p>	<p>Par l'intermédiaire de MED POL/AIEAM ESL</p>	<p>D'autres contaminants peuvent être ajoutés selon les spécificités des pays et/ou selon l'importance régionale, suite à un examen et à une évaluation de la liste prioritaire des substances définies par le Protocole tellurique</p> <p>La définition des EAC est requise pour identifier les métaux-traces dans les sédiments et le biote et les PAH dans les sédiments.</p> <p>Les premières estimations des concentrations de référence des</p>

N° d'indicateur selon la décision du COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	AQ/CQ	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
				surveillance en vertu d'une décision prise pays par pays.	stables				<p>métaux-traces dans les sédiments et le biote, ainsi que les PAH dans les sédiments, sont publiées par le programme de surveillance nationale.</p> <p>Une décision commune est nécessaire quant au développement d'une méthodologie afin d'y inclure la surveillance des oiseaux marins touchés par la pollution (quantification qui vise les événements de pollution pétrolière chronique, non les événements de pollution aigue).</p>

N° d'indicateur selon la décision du COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	AQ/CQ	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
									Une décision commune est nécessaire pour déterminer si l'indicateur couvre uniquement (a) la période à partir de l'interruption des données utilisées pour l'évaluation initiale de MED POL ; (b) uniquement la période depuis le début du programme de surveillance de l'ECAP ; ou (c) une plus longue période, par exemple, selon l'intérêt de montrer les changements du milieu marin à l'échelle planétaire.
9.2.1	Niveaux des effets de la pollution provenant des contaminants	9.2 Les effets des contaminants rejetés	Impact	La stabilité de la membrane lysosomale (SML) : un biomarqueur du 1 ^{er} volet obligatoire	Le programme de surveillance de l'État et des tendances	MTS 120 PNUE/RAMOGÉ: Manuel sur les biomarqueurs	PNUE/RAMOGÉ: Manuel sur les biomarqueurs recommandés pour le programme de	Les exercices d'intercalibration de MED POL, en accord avec	Il est recommandé d'effectuer les tests de l'activité de

N° d'indicateur selon la décision du COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	AQ/CQ	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
	nants-clés, dans les cas où un lien de cause à effet a été établi	sont minimisés		<p>proposé par l'approche à deux volets.</p> <p>Le test de mesure de l'acétylcholinestérase (AChE) en tant que méthode d'évaluation des effets neurotoxiques sur les organismes aquatiques. Un biomarqueur optionnel du 2^{ème} volet proposé par l'approche à 2 volets.</p> <p>Réduction de la survie dans l'air ou du Stress sur le Stress (SoS) Tier 2 – biomarqueur obligatoire sur la base de l'approche Tier 2.</p> <p>Le test des micronoyaux en tant qu'outils d'évaluation des altérations de l'ADN</p>	<p>temporelles du MED POL</p> <p>Un échantillonnage annuel ou semi-annuel minimal durant la période de reproduction</p>	<p>recommandés pour le programme de biosurveillance du MED POL. PNUE, Athènes, 1999.</p> <p>PNUE/PAM, 2005. Fiches d'Information sur les Indicateurs de la Pollution Marine.</p> <p>WGUNEP(DEC) / MED/ WG.264 / Inf.14.</p> <p>Document d'information: stress sur le stress (SoS) dans les mollusques bivalves.</p> <p><i>Concepción Martínez-Gómez and John Thain.</i> In ICES Cooperative Research Report No 315.</p> <p>Document de base : Le test de mesure de l'acétylcholines-térase en tant que</p>	<p>biosurveillance du MED POL. PNUE, Athènes, 1999.</p> <p>PNUE/PAM, 2005. Fiches d'Information sur les Indicateurs de la Pollution Marine.</p> <p>WGUNEP(DEC) / MED/ WG.264 / Inf.14.</p> <p>Document d'information: stress sur le stress (SoS) dans les mollusques bivalves.</p> <p><i>Concepción Martínez-Gómez et John Thain.</i> In ICES Cooperative Research Report No 315.</p> <p>Document de base : Le test de mesure de l'acétylcholines-térase en tant que méthode d'évaluation des</p>	<p>l'Université de Piemonte Orientale, Italie (DiSAV)</p>	<p>l'acétylcholinestérase et des micronoyaux pour renforcer les capacités des laboratoires désignés par MED POL sur une période de 3 à 4 ans. A la fin de cette période, on décidera si ces tests seront adoptés en tant que composants obligatoires du programme d'évaluation du MED POL ECAP.</p> <p>En ce qui concerne l'activité de l'acétylcholines-térase, il faut établir l'estimation du BAC et du EAC dans différentes régions géographiques</p>

N° d'indicateur selon la décision du COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	AQ/CQ	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
				<p>et des effets cytogénétiques sur les organismes marins. Un biomarqueur optionnel du 2nd volet proposé par l'approche à 2 volets.</p> <p>Chez les bivalves (comme les moules <i>Mytilus galloprovincialis</i>)</p>		<p>méthode d'évaluation des effets neurotoxiques sur les organismes aquatiques</p> <p><i>Thierry Burgeot, Gilles Bocquené, Joelle Forget-Leray, Lúcia Guilhermino, Concepción Martínez-Gómez, et Kari Lehtonen.</i></p> <p>Dans le rapport « cooperativeresearch » de ICES, n° 315.</p> <p><i>Document de base :</i> Le test des micronoyaux en tant qu'outils d'évaluation des altérations de l'ADN et des effets cytogénétiques sur les organismes marins</p> <p><i>Janina Baršienė, Brett Lyons, Aleksandras Rybakovas, Concepción Martínez-Gómez,</i></p>	<p>effets neurotoxiques sur les organismes aquatiques</p> <p><i>Thierry Burgeot, Gilles Bocquené, Joelle Forget-Leray, Lúcia Guilhermino, Concepción Martínez-Gómez, et Kari Lehtonen.</i></p> <p>Dans le rapport « cooperativeresearch » de ICES, n° 315.</p> <p><i>Document de base :</i> Le test des micronoyaux en tant qu'outils d'évaluation des altérations de l'ADN et des effets cytogénétiques sur les organismes marins</p> <p><i>Janina Baršienė, Brett Lyons, Aleksandras Rybakovas, Concepción Martínez-Gómez, Laura Andreikenaite,</i></p>		<p>et inclure les différences des eaux de mer T⁰.</p> <p>Plusieurs études ont démontré que les fréquences de référence des micronoyaux étaient affectées par la température de l'eau.</p> <p>Une décision commune est nécessaire quant au développement d'une méthodologie (y compris la décision sur les espèces sentinelles) afin d'y inclure la surveillance de l'imposex et des effets des TBT chez les gastéropodes.</p>

N° d'indicateur selon la décision du COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	AQ/CQ	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
						<p>Laura Andreikenaitė, Steven Brooks, et Thomas Maes. Dans le rapport « cooperativeresearch » de ICES, n° 315.</p>	<p>Steven Brooks, et Thomas Maes. Dans le rapport « cooperativeresearch » de ICES, n° 315.</p>		
9.3.1	<p>La présence, l'origine (et si possible, l'étendue) des événements de pollution extrême (par exemple, des nappes d'hydrocarbures, de produits pétroliers et des substances dangereuses) et leur impact sur le biotope touché par cette pollution.</p>	<p>9.3 Les événements de pollution grave sont évités et leurs impacts minimisés.</p>	<p>Pression, Impact</p>	<p>Tous les accidents qui causent ou peuvent causer une pollution de la mer par les hydrocarbures et par toute autre substance nocive</p> <p>La présence, les caractéristiques et l'étendue des nappes d'hydrocarbures ou d'autres substances nocives repérées en mer et qui sont susceptibles de constituer une menace grave et imminente pour le milieu marin, pour les côtes ou les intérêts connexes d'une ou de plusieurs Parties;</p>	<p>La quantification des déversements d'hydrocarbures et d'autres substances chimiques et leur ampleur à travers l'observation et la présentation des rapports.</p> <p>Usage optionnel:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Les images radar satellite, l'observation de l'avion et les approches d'imagerie. • Le suivi des 	<p>Les lignes directrices pour la présentation des rapports du Protocole relatif aux situations critiques du PNUEMAP, sont disponibles par le biais du REMPEC</p> <p>Un rapport disponible par le biais du REMPEC (POL REP) sur la communication des informations au REMPEC au sujet de tout rejet de plus de 100 m³</p>	<p>Disponible par le biais du REMPEC/OMI</p>		<p>Les parties contractantes devraient améliorer la communication des informations au REMPEC dans le cadre de leurs engagements en vertu des Protocoles relatifs à la prévention et aux situations critiques.</p>

N° d'indicateur selon la décision du COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	AQ/CQ	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
				<p>Leurs évaluations ainsi que toute action entreprise ou prévue pour lutter contre la pollution</p> <p>L'évolution de la situation.</p>	<p>déversements d'hydrocarbures jusqu'à leur source par la modélisation à postériori.</p> <ul style="list-style-type: none"> • L'identification des empreintes grâce à l'analyse chimique (GC-MS) et à l'aide de la comparaison avec toute source possible. 				

N° d'indicateur	Nom	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	AQ/CQ	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
9.4.1	Niveaux réels des contaminants qui ont été détectés et le nombre des contaminants qui ont dépassé les limites réglementaires maximales dans les fruits de mer habituellement consommés	9.4 Les niveaux des contaminants dangereux connus dans les principaux types de fruits de mer ne dépassent pas les normes établies	Pression, impact	Des limites réglementaires ont été fixées pour contrôler au moins les contaminants suivants : les métaux lourds (Pb, Cd, Hg), les PAH, les dioxines (y compris les PCB de type dioxine)	La surveillance des contaminants dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine, exécutée et commandée par les autorités responsables de la surveillance de la santé. L'évaluation des résultats de la surveillance exécutée et commandée par les autorités compétentes responsables de la surveillance de la santé, et ce pour les cas où les contaminants sous l'indicateur 9.1.1 (et possiblement 9.2.1) affichent une tendance préoccupante.				<p>Ce genre de surveillance n'est pas inclus dans la Phase IV du MED POL.</p> <p>Il est recommandé que PAM établisse des contacts avec les autorités compétentes pour voir comment les données de surveillance requises peuvent se connecter à la base de données du MED POL.</p> <p>Il serait souhaitable de choisir un nombre limité d'espèces cibles parmi les espèces de poissons et d'autres fruits de mer les plus consommées, et ce afin d'assurer une plus grande comparabilité des résultats de surveillance entre les sous-régions.</p> <p>Une liste des concentrations maximales des contaminants et des toxines dans les aliments, établie par la Commission du Codex Alimentarius et de l'OAA/OMS, est disponible sur le site suivant : ftp://ftp.fao.org/codex/Meetings/cccf/cccf7/cf07_INFe.pdf</p>

N° d'indicateur	Nom	Objectif opérationnel	État ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou Éléments, matrices	Méthode d'évaluation	Directives de surveillance	Méthodes de référence pour l'échantillonnage et l'analyse	AQ/CQ	Recommandations / Données supplémentaires nécessaires
9.5.1	Pourcentage des concentrations des entérocoques intestinaux selon les normes établies	9.5 La qualité des eaux de baignade et des eaux utilisées à des fins récréatives ne peut pas porter atteinte à la santé humaine	Pression, Impact	Les entérocoques intestinaux dans les eaux de baignade et des eaux utilisées à des fins récréatives	MED POL/OMS Le programme de surveillance des eaux de baignade et des eaux utilisées à des fins récréatives Un échantillonnage bimensuel au printemps et en été et jusqu'en automne	Les critères et les normes sur la qualité des eaux de baignade dans la région de la Méditerranée. COP 17 Décision IG20/9	ISO 7899-2 selon la technique de filtration sur membrane ou toute autre technique approuvée	Disponible par le biais du MED POL/OMS	

ANNEXE XI
CONTAMINANTS
Méthodes de référence du PNUE pour les contaminants chimiques sélectionnés

Méthodes de référence du PNUE pour les contaminants chimiques sélectionnés

PNUE/FAO/AIEA (1984). Échantillonnage de certains organismes marins et présentation des échantillons pour l'analyse des hydrocarbures chlorés. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 12 Rev.1, 19 p.

PNUE/FAO/AIEA/COI (1984a). Détermination du mercure total dans certains organismes marins par spectrophotométrie d'absorption atomique à vapeur froide. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 8 Rev.1, 17 p.

PNUE/FAO/AIEA/COI (1984b). Détermination de la quantité totale de cadmium, zinc, plomb et cuivre dans certains organismes marins par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 11 Rev.1, 21 p.

PNUE/FAO/AIEA/COI (1984c). Échantillonnage de certains organismes marins et préparation des échantillons pour l'analyse des métaux-traces. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 7, Rev.2, 19 p.

PNUE/FAO/IOC/IAEA (1986). Détermination des DDT et des PCB dans certains organismes marins par chromatographie en phase gazeuse sur colonnes à garnissage. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 14, Rev.1, 20 p.

PNUE/FAO/IOC/IAEA (1993). Lignes directrices concernant l'utilisation d'organismes marins pour la surveillance des contaminants chimiques en mer. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 6, 28 p.

PNUE/AIEA (1985a). Détermination du mercure total dans les sédiments marins et les solides en suspension par spectrophotométrie d'absorption atomique à vapeur froide. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 26, 15 p.

PNUE/AIEA (1985b). Détermination de la quantité totale de cadmium dans les sédiments marins par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 27, 13 p.

PNUE/AIEA/COI/FAO (1996). Traitement des échantillons pour l'analyse des hydrocarbures chlorés dans le milieu marin. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 71.

PNUE/COI/AIEA (1988). Détermination des DDT et des PCB par chromatographie capillaire en phase gazeuse et avec détecteur à capture d'électrons. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 40, 18 p.

PNUE/COI/AIEA (1992). Surveillance des hydrocarbures pétroliers dans les sédiments. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 20, 72 p.

PNUE/COI/AIEA (1995). Manuel sur l'analyse géochimique des sédiments marins et les particules en suspension. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 63, 74 p.

PNUE/COI/AIEA/FAO (1989). Programmes de surveillance continue des contaminants utilisant des organismes marins: Assurance de la qualité et des bonnes pratiques de laboratoire. Méthodes de référence pour les études sur la pollution marine n° 57, 23 p.

PNUE(DEPI)MED WG.365/Inf.9. (2011). Manuel sur l'échantillonnage et l'analyse des sédiments.

**ANNEXE XII
DECHETS MARINS**

Fiche de données pour l'Objectif Ecologique 10 : Les Déchets Marins

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 10 : Les déchets marins et côtiers n'affectent pas le milieu marin et côtier

N° d'indicateur conformément à la décision de la CdP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence	AQ/CQ	Recommandations /données additionnelles nécessaires
10.1.1.	Tendances concernant la quantité de déchets ayant échoué ou déposés sur le littoral, avec l'analyse de leur composition, de leur répartition spatiale et, si possible, de leur origine	10.1. Les impacts dus aux propriétés et quantités des déchets marins dans le milieu marin et côtier sont réduits au minimum	Pression , Impact	Nombre de déchets individuels limite inférieure minimale 2.5 cm dans la dimension la plus longue sur au moins 1 section du littoral de 100 m sur des plages légèrement ou moyennement polluées (2 sections idéalement) et 100 m sur les plages extrêmement polluées (une section de 50 m exceptionnellement , avec un facteur de normalisation jusqu'à 100 m pour garantir la cohérence)	Programme MED POL de surveillance des tendances Au moins 2 enquêtes par an au printemps et à l'automne (idéalement 4 enquêtes par an au printemps, en été, à l'automne et en hiver)	UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5	UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5	AQ conformément aux Protocoles recommandés d'assurance de la qualité (à savoir Ocean Conservancy, National Marine Debris Monitoring Programme (Sheavly, 2007, voir texte des lignes directrices de surveillance ECAP)	

<p>10.1.2</p>	<p>Tendances concernant les quantités de déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques* , et sur les fonds marins</p>	<p>10.1 Les impacts dus aux propriétés et quantités des déchets marins dans le milieu marin et côtier sont réduits au minimum</p>	<p>Pression , Impact</p>	<p>Déchets dans la colonne d'eau : Déchets individuels flottants, 2,5 à 50cm, par km² Déchets sur le fond marin des eaux côtières peu profondes (0-20m): déchets individuels faisant l'objet de relevés visuels au dont la taille dépasse 2,5 cm Déchets sur le fond marin 20-800m: déchets/ha ou déchets individuels/km² de déchets collectés dans le cadre des relevés au chalut de fond</p>	<p>Pour la surveillance visuelle à partir de navires des déchets flottants de 2,5 cm à 50 cm par déchet individuel/km² Pour les déchets sur le fond marin des eaux côtières peu profondes (0-20m): enquêtes visuelles sous-marines avec SCUBA/plongée libre au minimum annuellement, au maximum trimestriellement sur la base les enquêtes transects en vigueur pour l'évaluation de la faune benthique Pour la collecte de déchets sur le fond marin (20-800m) au moyen des programmes de relevés continus des stocks de poisson au chalut de fond (tel que MEDITS)</p>	<p>UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5</p>	<p>UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5</p>	<p>Pour les déchets flottants : des approches pour la comparaison et la calibration doivent être développées et mises en œuvre au niveau régional Pour le fond marin des eaux peu profondes : Les données concernant les déchets sur le fond marin des eaux peu profondes sont collectées au moyen de protocoles déjà validés pour les espèces benthiques Pour les déchets sur le fond marin (20-800m) l'adoption d'un protocole commun pour le relevé des stocks de poisson au chalut benthique entrainera un niveau significatif de standardisation parmi les pays l'appliquant en tant que stratégie d'échantillonnage des déchets benthiques</p>	<p>*Pour les microplastiques dans la colonne d'eau, les échantillons prélevés sur les filets à zooplancton (mailles de 333µm 6m de long, échantillonnage de 30 minutes) ou par Enregistreur continu de plancton (CPR) – Taille minimale 330 µm La collecte de données sur les microplastiques est coûteuse et il sera important d'identifier les approches de surveillance (et les métadonnées associées telles que AQ/CQ) qui soutiennent directement les objectifs de l'indicateur. En raison du caractère nouveau de la recherche sur les microplastiques il est important que les approches proposées existantes soient réévaluées et mises au point au fur et à mesure que de nouvelles informations font surface</p>
---------------	--	---	--------------------------	--	---	--------------------------------------	--------------------------------------	--	---

Indicateur No conformément à la Décision de la COP 18	Indicateur Commun	Objectif opérationnel	État ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices	Méthodes de référence	AQ/CQ	Recommandations /données additionnelles nécessaires
10.2.1.	Tendances concernant la quantité de déchets marins ingérés ou emmêlant les organismes marins, en particulier les mammifères, les oiseaux marins, et les tortues marines	10.2. Les impacts des déchets marins sur la vie marine sont contrôlés dans toute la mesure du possible	Impact	Quantités de déchets ingérés (taille minimum 1mm), par masse (poids en grammes) du contenu stomacal des oiseaux marins (de la famille des tubénoses-procellariiformes à savoir espèces de puffins) Quantités de déchets ingérés (taille minimum 1 mm) par masse (poids en grammes) dans le contenu stomacal des tortues caouanne échouées (<i>Caretta caretta</i>)	Échantillonnage continu d'oiseaux morts collectés sur les plages ou les morts accidentelles telles que les victimes de la palangre, sur les routes, etc. afin d'obtenir une fourchette d'échantillon de 40 oiseaux ou plus pour une moyenne annuelle fiable pour une région particulière ou des tailles moins importantes d'échantillons pour l'analyse des tendances sur la base des oiseaux individuels Échantillonnage continu de tortues marines mortes, collectées sur les plages ou en mer, mortes accidentellement, par ex. victimes de la pêche à la palangre (prise	UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5	UNEP DEPI (MED) WG 394. Inf.5	Pour les oiseaux de mer, la méthodologie est fondée sur la méthodologie OSPAR ayant obtenu une assurance complète de qualité par la publication dans les ouvrages scientifiques examinés par les pairs Pour les tortues marines, il existe un manque de AQ/CQ en raison de l'absence de programmes de surveillance à long terme	Pour les tortues marines, l'outil n'est pas mature à ce stade Des programmes spécifiques de surveillance sont nécessaires pour commencer par des programmes pilotes, afin d'établir la taille minimum de la population échantillonnée pour l'année et la durée de l'échantillonnage, pour des conclusions fiables concernant le changement ou la stabilité des quantités de déchets ingérés Cette question d'enchevêtrement nécessite davantage d'examen pour le développement d'un protocole de surveillance pour l'enchevêtrement des organismes marins avec les déchets marins

					accidentelle) ou par collision avec des navires				
--	--	--	--	--	---	--	--	--	--

ANNEX XIII
MARINE LITTER
Master Catégories et sous-catégories de déchets

10.1. - TSG-ML Master List of Categories of Litter Items⁷⁶

Master List of Categories of Litter Items											
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro	
G1	1	PL05	4/6-pack yokes, six-pack rings	Artificial polymer materials	x	x					
G2		PL07	Bags	Artificial polymer materials	x		x	x			
G3	2	PL07	Shopping Bags incl. pieces	Artificial polymer materials		x					
G4	3	PL07	Small plastic bags, e.g. freezer bags incl. pieces	Artificial polymer materials		x					
G5	112		Plastic bag collective role; what remains from rip-off plastic bags	Artificial polymer materials		x					
G6	4	PL02	Bottles	Artificial polymer materials	x		x	x			
G7	4	PL02	Drink bottles <=0.5l	Artificial polymer materials		x					
G8	4	PL02	Drink bottles >0.5l	Artificial polymer materials		x					
G9	5	PL02	Cleaner bottles & containers	Artificial polymer materials	x	x					
G10	6	PL06	Food containers incl. fast food containers	Artificial polymer materials	x	x	x				
G11	7	PL02	Beach use related cosmetic bottles and containers, e.g. Sunblocks	Artificial polymer materials		x					
G12	7	PL02	Other cosmetics bottles & containers	Artificial polymer materials	x	x					
G13	12	PL02	Other bottles & containers (drums)	Artificial polymer materials	x	x					
G14	8		Engine oil bottles & containers <50 cm	Artificial polymer materials		x					

⁷⁶ Chapter 8 of the TSG-ML Report refers to Litter Categories, providing information on how to use the Master List of Categories of Litter Items.

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G15	9	PL03	Engine oil bottles & containers >50 cm	Artificial polymer materials		x				
G16	10	PL03	Jerry cans (square plastic containers with handle)	Artificial polymer materials		x				
G17	11		Injection gun containers	Artificial polymer materials		x				
G18	13	PL13	Crates and containers / baskets	Artificial polymer materials		x	x	x		
G19	14		Car parts	Artificial polymer materials		x				
G20		PL01	Plastic caps and lids	Artificial polymer materials			x			
G21	15	PL01	Plastic caps/lids drinks	Artificial polymer materials		x				
G22	15	PL01	Plastic caps/lids chemicals, detergents (non-food)	Artificial polymer materials	x	x				
G23	15	PL01	Plastic caps/lids unidentified	Artificial polymer materials		x				
G24	15	PL01	Plastic rings from bottle caps/lids	Artificial polymer materials		x				
G25			Tobacco pouches / plastic cigarette box packaging	Artificial polymer materials		x				
G26	16	PL10	Cigarette lighters	Artificial polymer materials	x	x				
G27	64	PL11	Cigarette butts and filters	Artificial polymer materials		x	x			
G28	17		Pens and pen lids	Artificial polymer materials		x				
G29	18		Combs/hair brushes/sunglasses	Artificial polymer materials		x				
G30	19		Crisps packets/sweets wrappers	Artificial polymer materials		x				

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G31	19		Lolly sticks	Artificial polymer materials		x				
G32	20	PL08	Toys and party poppers	Artificial polymer materials	x	x				
G33	21	PL06	Cups and cup lids	Artificial polymer materials	x	x				
G34	22	PL04	Cutlery and trays	Artificial polymer materials		x				
G35	22	PL04	Straws and stirrers	Artificial polymer materials		x				
G36	23		Fertiliser/animal feed bags	Artificial polymer materials		x				
G37	24	PL15	Mesh vegetable bags	Artificial polymer materials		x				
G38			Cover / packaging	Artificial polymer materials				x		
G39		PL09	Gloves	Artificial polymer materials			x	x		
G40	25	PL09	Gloves (washing up)	Artificial polymer materials	x	x				
G41	113	RB03	Gloves (industrial/professional rubber gloves)	Artificial polymer materials	x	x				
G42	26	PL17	Crab/lobster pots and tops	Artificial polymer materials		x				
G43	114		Tags (fishing and industry)	Artificial polymer materials		x				
G44	27	PL17	Octopus pots	Artificial polymer materials		x				
G45	28	PL15	Mussels nets, Oyster nets	Artificial polymer materials		x				
G46	29		Oyster trays (round from oyster cultures)	Artificial polymer materials		x				

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G47	30		Plastic sheeting from mussel culture (Tahitians)	Artificial polymer materials		x				
G48			Synthetic rope	Artificial polymer materials			x	x		
G49	31	PL19	Rope (diameter more than 1cm)	Artificial polymer materials	x	x				
G50	32	PL19	String and cord (diameter less than 1cm)	Artificial polymer materials	x	x				
G51		PL20	Fishing net	Artificial polymer materials			x	x		
G52		PL20	Nets and pieces of net	Artificial polymer materials	x	x				
G53	115	PL20	Nets and pieces of net < 50 cm	Artificial polymer materials		x				
G54	116	PL20	Nets and pieces of net > 50 cm	Artificial polymer materials		x				
G55		PL18	Fishing line (entangled)	Artificial polymer materials			x			
G56	33	PL20	Tangled nets/cord	Artificial polymer materials		x				
G57	34	PL17	Fish boxes - plastic	Artificial polymer materials		x		x		
G58	34	PL17	Fish boxes - expanded polystyrene	Artificial polymer materials		x		x		
G59	35	PL18	Fishing line/monofilament (angling)	Artificial polymer materials	x	x	x			
G60	36	PL17	Light sticks (tubes with fluid) incl. packaging	Artificial polymer materials		x				
G61			Other fishing related	Artificial polymer materials			x			
G62	37	PL14	Floats for fishing nets	Artificial polymer materials	x	x				

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G63	37	PL14	Buoys	Artificial polymer materials		x		x		
G64			Fenders	Artificial polymer materials		x				
G65	38	PL03	Buckets	Artificial polymer materials		x				
G66	39	PL21	Strapping bands	Artificial polymer materials	x	x	x			
G67	40	PL16	Sheets, industrial packaging, plastic sheeting	Artificial polymer materials		x	x	x		
G68	41	PL22	Fibre glass/fragments	Artificial polymer materials		x				
G69	42		Hard hats/Helmets	Artificial polymer materials		x				
G70	43		Shotgun cartridges	Artificial polymer materials		x				
G71	44	CL01	Shoes/sandals	Artificial polymer materials		x				
G72			Traffic cones	Artificial polymer materials		x				
G73	45	FP01	Foam sponge	Artificial polymer materials		x				
G74			Foam packaging/insulation/polyurethane	Artificial polymer materials				x		
G75	117		Plastic/polystyrene pieces 0 - 2.5 cm	Artificial polymer materials		x				
G76	46		Plastic/polystyrene pieces 2.5 cm > < 50cm	Artificial polymer materials		x				
G77	47		Plastic/polystyrene pieces > 50 cm	Artificial polymer materials		x				
G78			Plastic pieces 0 - 2.5 cm	Artificial polymer materials		x				

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G79			Plastic pieces 2.5 cm > < 50cm	Artificial polymer materials		x		x		
G80			Plastic pieces > 50 cm	Artificial polymer materials		x		x		
G81			Polystyrene pieces 0 - 2.5 cm	Artificial polymer materials		x				
G82			Polystyrene pieces 2.5 cm > < 50cm	Artificial polymer materials		x		x		
G83			Polystyrene pieces > 50 cm	Artificial polymer materials		x		x		
G84			CD, CD-box	Artificial polymer materials		x				
G85			Salt packaging	Artificial polymer materials		x				
G86			Fin trees (from fins for scuba diving)	Artificial polymer materials		x				
G87			Masking tape	Artificial polymer materials		x				
G88			Telephone (incl. parts)	Artificial polymer materials		x				
G89			Plastic construction waste	Artificial polymer materials		x				
G90			Plastic flower pots	Artificial polymer materials		x				
G91			Biomass holder from sewage treatment plants	Artificial polymer materials		x				
G92			Bait containers/packaging	Artificial polymer materials		x				
G93			Cable ties	Artificial polymer materials		x	x			
G94			Table cloth	Artificial polymer materials				x		

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G95	98	OT0 2	Cotton bud sticks	Artificial polymer materials	x	x	x			
G96	99	OT0 2	Sanitary towels/panty liners/backing strips	Artificial polymer materials		x	x			
G97	101	OT0 2	Toilet fresheners	Artificial polymer materials		x				
G98		OT0 2	Diapers/nappies	Artificial polymer materials		x	x			
G99	104	PL1 2	Syringes/needles	Artificial polymer materials		x	x			
G100	103		Medical/Pharmaceuticals containers/tubes	Artificial polymer materials		x				
G101	121		Dog faeces bag	Artificial polymer materials	x	x				
G102		RB0 2	Flip-flops	Artificial polymer materials		x				
G103			Plastic fragments rounded <5mm	Artificial polymer materials						x
G104			Plastic fragments subrounded <5mm	Artificial polymer materials						x
G105			Plastic fragments subangular <5mm	Artificial polymer materials						x
G106			Plastic fragments angular <5mm	Artificial polymer materials						x
G107			cylindrical pellets <5mm	Artificial polymer materials						x
G108			disks pellets <5mm	Artificial polymer materials						x
G109			flat pellets <5mm	Artificial polymer materials						x
G110			ovoid pellets <5mm	Artificial polymer materials						x

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G111			spheruloids pellets <5mm	Artificial polymer materials						x
G112		PL2 3	Industrial pellets	Artificial polymer materials	x				x	
G113			Filament <5mm	Artificial polymer materials						x
G114			Films <5mm	Artificial polymer materials						x
G115			Foamed plastic <5mm	Artificial polymer materials						x
G116			Granules <5mm	Artificial polymer materials						x
G117			Styrofoam <5mm	Artificial polymer materials						x
G118			Small industrial spheres (<5mm)	Artificial polymer materials					x	
G119			Sheet like user plastic (>1mm)	Artificial polymer materials					x	
G120			Threadlike user plastic (>1mm)	Artificial polymer materials					x	
G121			Foamed user plastic (>1mm)	Artificial polymer materials					x	
G122			Plastic fragments (>1mm)	Artificial polymer materials					x	
G123			Polyurethane granules <5mm	Artificial polymer materials				x		
G124	48	PL2 4	Other plastic/polystyrene items (identifiable)	Artificial polymer materials		x	x	x		
G125	49	RB0 1	Balloons and balloon sticks	Rubber	x	x	x	x		
G126		RB0 1	Balls	Rubber		x		x		

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G127	50		Rubber boots	Rubber		x	x	x		
G128	52	RB04	Tyres and belts	Rubber	x	x	x	x		
G129		RB05	Inner-tubes and rubber sheet	Rubber		x				
G130			Wheels	Rubber	x	x				
G131		RB06	Rubber bands (small, for kitchen/household/post use)	Rubber		x				
G132			Bobbins (fishing)	Rubber		x	x			
G133	97	RB07	Condoms (incl. packaging)	Rubber		x	x			
G134	53	RB08	Other rubber pieces	Rubber		x	x	x		
G135		CL01	Clothing (clothes, shoes)	Cloth/textile				x		
G136		CL01	Shoes	Cloth/textile			x			
G137	54	CL01	Clothing / rags (clothing, hats, towels)	Cloth/textile	x	x	x			
G138	57	CL01	Shoes and sandals (e.g. Leather, cloth)	Cloth/textile		x				
G139		CL02	Backpacks & bags	Cloth/textile		x				
G140	56	CL03	Sacking (hessian)	Cloth/textile		x				
G141	55	CL05	Carpet & Furnishing	Cloth/textile		x	x	x		
G142		CL04	Rope, string and nets	Cloth/textile		x	x	x		
G143		CL03	Sails, canvas	Cloth/textile		x		x		

Master List of Categories of Litter Items											
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro	
G144	100	OT02	Tampons and tampon applicators	Cloth/textile	x	x					
G145	59	CL06	Other textiles (incl. rags)	Cloth/textile		x	x	x			
G146			Paper/Cardboard	Paper/Cardboard			x				
G147	60		Paper bags	Paper/Cardboard		x					
G148	61	PC02	Cardboard (boxes & fragments)	Paper/Cardboard	x	x	x	x			
G149		PC03	Paper packaging	Paper/Cardboard				x			
G150	118	PC03	Cartons/Tetrapack Milk	Paper/Cardboard	x	x					
G151	62	PC03	Cartons/Tetrapack (others)	Paper/Cardboard	x	x					
G152	63	PC03	Cigarette packets	Paper/Cardboard		x					
G153	65	PC03	Cups, food trays, food wrappers, drink containers	Paper/Cardboard	x	x					
G154	66	PC01	Newspapers & magazines	Paper/Cardboard		x		x			
G155		PC04	Tubes for fireworks	Paper/Cardboard		x					
G156			Paper fragments	Paper/Cardboard		x					
G157			Paper	Paper/Cardboard					x		
G158	67	PC05	Other paper items	Paper/Cardboard		x	x	x			
G159	68	WD01	Corks	Processed/worked wood		x					
G160	69	WD04	Pallets	Processed/worked wood	x	x	x	x			
G161	69	WD0	Processed timber	Processed/worked wood		x					

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
		4								
G162	70	WD04	Crates	Processed/worked wood	x	x		x		
G163	71	WD02	Crab/lobster pots	Processed/worked wood		x				
G164	119		Fish boxes	Processed/worked wood	x	x				
G165	72	WD03	Ice-cream sticks, chip forks, chopsticks, toothpicks	Processed/worked wood	x	x				
G166	73		Paint brushes	Processed/worked wood		x				
G167		WD05	Matches & fireworks	Processed/worked wood		x				
G168			Wood boards	Processed/worked wood				x		
G169			Beams / Dunnage	Processed/worked wood				x		
G170			Wood (processed)	Processed/worked wood			x			
G171	74	WD06	Other wood < 50 cm	Processed/worked wood		x				
G172	75	WD06	Other wood > 50 cm	Processed/worked wood		x				
G173		WD06	Other (specify)	Processed/worked wood	x		x	x		
G174	76		Aerosol/Spray cans industry	Metal	x	x				
G175	78	ME03	Cans (beverage)	Metal	x	x	x	x		
G176	82	ME04	Cans (food)	Metal	x	x	x			
G177	81	ME06	Foil wrappers, aluminium foil	Metal		x				
G178	77	ME02	Bottle caps, lids & pull tabs	Metal	x	x				
G179	120		Disposable BBQ's	Metal		x				

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G180	79	ME10	Appliances (refrigerators, washers, etc.)	Metal		x	x			
G181		ME01	Tableware (plates, cups & cutlery)	Metal		x				
G182	80	ME07	Fishing related (weights, sinkers, lures, hooks)	Metal		x	x	x		
G183		ME07	Fish hook remains	Metal					x	
G184	87	ME07	Lobster/crab pots	Metal	x	x				
G185			Middle size containers	Metal			x			
G186	83	ME10	Industrial scrap	Metal		x				
G187	84	ME05	Drums, e.g. oil	Metal		x	x			
G188		ME04	Other cans (< 4 L)	Metal		x				
G189		ME05	Gas bottles, drums & buckets (> 4 L)	Metal		x				
G190	86	ME05	Paint tins	Metal		x				
G191	88	ME09	Wire, wire mesh, barbed wire	Metal		x		x		
G192		ME05	Barrels	Metal				x		
G193			Car parts / batteries	Metal		x	x			
G194			Cables	Metal		x	x			
G195		OT04	Household Batteries	Metal		x				
G196			Large metallic objects	Metal			x			
G197			Other (metal)	Metal			x	x		

Master List of Categories of Litter Items										
General-Code	Sub-Code	UNEP-Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G198	89	ME10	Other metal pieces < 50 cm	Metal		x				
G199	90	ME10	Other metal pieces > 50 cm	Metal		x				
G200	91	GC02	Bottles incl. pieces	Glass/ceramics	x	x	x			
G201		GC02	Jars incl. pieces	Glass/ceramics		x	x			
G202	92	GC04	Light bulbs	Glass/ceramics	x	x				
G203		GC03	Tableware (plates & cups)	Glass/ceramics		x				
G204	94	GC01	Construction material (brick, cement, pipes)	Glass/ceramics		x				
G205	92	GC05	Fluorescent light tubes	Glass/ceramics	x	x				
G206		GC06	Glass buoys	Glass/ceramics		x				
G207	95		Octopus pots	Glass/ceramics		x				
G208		GC07	Glass or ceramic fragments >2.5cm	Glass/ceramics		x	x			
G209			Large glass objects (specify)	Glass/ceramics			x			
G210	96	GC08	Other glass items	Glass/ceramics	x	x	x			
G211	105	OT05	Other medical items (swabs, bandaging, adhesive plaster etc.)	unidentified		x				
G212			Slack / Coal						x	
G213	181, 109, 110	OT01	Paraffin/Wax	Chemicals		x			x	

Master List of Categories of Litter Items										
General- Code	Code	UNEP- Code	General Name	Level 1 - Materials	Core	Beach	Seafloor	Floating	Biota	Micro
G214			Oil/Tar	Chemicals					x	
G215			Food waste (galley waste)	Food waste					x	
G216			various rubbish (worked wood, metal parts)	undefined					x	
G217			Other (glass, metal, tar) <5mm	unidentified						x

**ANNEXE XIV
DECHETS MARINS**

Catégories et sous-catégories de déchets du fond marin

10.2. - Catégories et sous-catégories de déchets du fond marin

10.2. - Categories and sub-categories of litter items for Sea-Floor

Litter categories from MEDITS litter for Mediterranean and Black Sea

A. Plastic	B. Rubber	C. Metals	D: Glass/ Ceramics	E. textiles natural fibers	F. Wood (processed)	G. Paper cardboard	H. Other (specify)	I. Unspecified
A1. Bags	B1. Tyres	C1. Beverage cans	D1. Bottles	E1. Clothing (clothes, shoes)				
A2. Bottles	B2. Other (gloves, shoes, etc.)	C2. Other food cans/wrappers	D2. Pieces of glass	E2. Large pieces (carpets, etc)				
A3. Food wrappers		C3. Middle size containers	D3. Ceramic jars	E3. Natural ropes				
A4. Sheets		C4. Large metallic objects	D4. Large objects (specify)					
A5. Other plastic objects		C5. Cables						
A6. Fishing nets		C6. Fishing related						
A7. Fishing lines								
A8. Other fishing related								
A9. Ropes/strapping bands								
A10. Sanitaries (diapers, etc.)								

Related size category

A: <5*5 cm= 25 cm²

B: <10*10 cm= 100 cm²

C: <20*20 cm= 400 cm²

D: <50*50 cm= 2500 cm²

E: <100*100 cm= 10000 cm²= 1 m²

F: >100*100 cm = 10000 cm²= 1 m²

BIOTA categories for contents of digestive tract <i>(oesophagus, stomach(s), intestine)</i>			
PLA	PLASTIC	acronym	all plastic or synthetic items: note number of particles and dry mass for each category
IND	pellets	ind	industrial plastic granules (usually cylindrical but also oval spherical or cubical shapes exist)
	probab ind?	piind	suspected industrial, used for the tiny spheres (glassy, milky,) occasionally encountered
USE	sheet	she	remains of sheet, eg from bag, cling-foil, agricultural sheets, rubbish bags etc
	thread	thr	threadlike materials, eg pieces of nylon wire, net-fragments, woven clothing; includes 'balls' of compacted such material
	foam	foam	all foamed plastics so polystyrene foam, foamed soft rubber (as in matras filling), PUR used in construction etc
	fragments	frag	fragments, broken pieces of thicker type plastics, can be bit flexible, but not like sheetlike materials
	other	Poth	any other, incl elastics, dense rubber, sigarete-filters, balloon-pieces, softairgun bullets; objects etc. DESCRIBE!!
RUB	OTHER RUBBISH	acronym	any other non synthetic consumer wastess: note number of particles and (in principle) dry mass for each category
RUB	paper	pap	newspaper, packaging, cardboard, includes multilayerd material (eg Tetrapack pieces) and aluminium foil
	kitchenfood	kit	human food remains (galley wastes) like onion, beans, chickenbones, bacon, seeds of tomatoes, grapes, peppers, melon etc
	other user	rva	other consumer waste, like processed wood, pieces of metal, metal air-gun bulletes; leadshot, painchips. DESCRIBE
	FISHHOOK	hoo	fishing hook remains (NOT FOR HOOKS ON WHICH LONGLINE VICTIMS WERE CAUGHT - THOSE UNDER NOTES)
POL	POLLUTANTS (INDUS/CHEM WASTE)	acronym	other non synthetic industrial or shipping wastes (number of items and mass per category (wet for paraffin)
POL	slag/coal	sla	industrial oven slags (looks like non-natural pumice) or coal remains
	oil/tar	tar	lumps of oil or tar (also not n=1 and g=0.0001g if other particles smeared with tar but cannot be sampled separately)
	paraf/chem	che	lumps or mash of unclear paraffin, wax like substances (NOT stomach oil!) if needed subsample and estimate mass
	featherlump	rva	lump of feathers from excessive preening of fouled feathers (n=1 with drymass) (NOT for few normal own feathers)
FOO	NATURAL FOOD	foo	various categories, depends on the species studied, and aims of study
NFO	NATURAL NON FOOD	nfo	anything natural, but which can not be considered as normal nutritious FOOD for the individual

10.3. - Catégories pour les contenus du système digestif (œsophage, estomac(s) intestin) dans le biote

10.4. Fiche de données de l'autopsie d'une tortue marine

Données d'identification	
Espèces, numéro de l'étiquette/puce	
Date de la constatation	
Circonstances (échouée, interaction avec une activité humaine, matériel précis en cas d'interaction avec les activités de pêche, morte dans un centre de sauvetage)	
Date d'autopsie (avant ou après congélation, si congelée, indiquer à quelle température)	
État trophique Atrophie des muscles pectoraux (aucune, modérée, importante) épaisseur du gras dans les cavités articulaires et sur la membrane coelomique (abondante, normale, faible, aucune)	
État frais/en décomposition (catégories à expliquer)	
Date de la mort de la tortue	
Cause de la mort, si déterminée	
Lieu	
Coordonnées	
Numéro d'identification (code) (code international CITES)	
Informations personnelles du localisateur (nom, numéro de téléphone, courriel)	

Mesures	Unité (cm)
Longueur courbe de carapace (CCL)	
Largeur courbe de carapace (CCW)	
Longueur de plastron (CPL)	
Largeur de plastron (CPW)	

Observation externe	Commentaires	Photo (le cas échéant)
Tête		
Nageoire		
Carapace		
Plastron		
Queue		
Maturité sexuelle		
Lésions squelettiques		
Corps étrangers		
Cause de la mort		
Autre		

Tube digestif	Observations/commentaires	Photo (le cas échéant)
Œsophage		
Estomac		
Intestin		

10.5. – Fiche de données pour l'enregistrement de déchets individuels ingérés par les tortues marines

Œsophage, estomac ou intestin						
Type de déchets	Présence oui/non	Abondance (nombre)	Volume (ml H₂O)	Couleur (nombre)	Poids sec (g)	Abondance de microdéchets (nombre de déchets <5mm)
IND ind						
IND Pind						
USE she						
USE thr						
USE foa						
USE fra						
USE Poth						
RUB pap						
RUB kit						
RUB rva						
RUB hoo						

POL sla						
POL tar						
POL che						
FOO						
NFO						

Pour les catégories de déchets, voir Annexe 10.3

**ANNEXE XV
CÔTES**

Fiche d'information : Indicateurs et surveillance de l'objectif écologique 8: Écosystèmes et paysages côtiers

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 08: La dynamique naturelle des zones côtières et conservée et les écosystèmes et les paysages côtiers sont préservés

Indicateur selon Décision COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices de surveillance	Méthodes de référence des prélèvements et analyses	AQ/CQ	Recommandations /Données complémentaires nécessaires
8.1.4	Longueur du littoral soumis aux perturbations physiques en raison de l'influence des structures/ouvrages artificiels	8.1 La dynamique naturelle du littoral est respectée et les zones côtières sont en bonne condition	Impact	Paramètre: <ul style="list-style-type: none"> - Longueur de la côte artificielle (par exemple km) - Surface totale gagnée sur la mer (ha) - Longueur du littoral sablonneux influencée par les structures artificielles - 			Directive cadre "Stratégie pour le milieu marin", ⁷⁷ indicateur n°23: "Part du linéaire côtier artificialisé"		<ul style="list-style-type: none"> - Typologie de la côte (Principales caractéristiques morphologiques et sédimentaires de la côte); - Caractéristiques environnementales du littoral pour identifier les zones côtières ayant la plus grande vulnérabilité à la présence physique des structures artificielles (p. ex. systèmes de dunes, lits de posidonia, zones humides, etc.) - Facteurs socio-économiques (actifs menacés).

⁷⁷ Fiches méthodologiques des 34 indicateurs prioritaires pour la Stratégie méditerranéenne pour un développement durable (2006). Plan Bleu

ANNEXE XVI
HYDROGRAPHIE

Fiche d'information sur l'objectif écologique 7: Altération des conditions hydrographique

OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 07: La modification des conditions hydrographiques n'a pas d'incidences néfastes sur les écosystèmes marins

Indicateur selon Décision COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices de surveillance	Méthodes de référence des prélèvements et analyses	AQ/CQ	Recommandations /Données complémentaires nécessaires
7.2.2	Emplacement et étendue des habitats ⁷⁸ affectés directement par les transformations et/ou modifications de la circulation qui en résultent : empreintes des structures exerçant des impacts	7.2 Les transformations dues à l'urbanisation du littoral et des bassins versants, aux installations en mer et aux structures/ouvrages ancrés au fond de la mer sont réduites au minimum	Pression, Impact	Paramètre: Superficie (par exemple km ²) où des changements dans les conditions hydrographiques (modélisation ou estimation semi-quantitative) peuvent être prévus. La zone de l'habitat et la proportion de l'habitat total si ce type devrait être affecté par le changement permanent des conditions	Cartographie des aires où des activités humaines peuvent causer des altérations permanentes des conditions hydrographiques (en utilisant par ex. l'EIE, l'ESIE et la Planification de l'espace maritime –PEM existants) et utilisation ultérieure des modèles. Modélisation des changements potentiels de l'étendue spatiale des habitats affectés par les				Application de l'indicateur en modélisant les changements de conditions hydrographiques pour évaluer l'étendue de la zone possiblement affectée et l'intensité des changements pour déterminer l'aire/les aires de l'habitat affecté. Les modèles devraient être validés par des ensembles de données de surveillance "in situ".

⁷⁸ À choisir sur la base de la liste établie par l'objectif écologique 01

Indicateur selon Décision COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices de surveillance	Méthodes de référence des prélèvements et analyses	AQ/CQ	Recommandations /Données complémentaires nécessaires
				hydrographiques (modélisation ou estimation semi - quantitative.	<p>altérations permanentes, en utilisant des données de terrain et des données modélisées validées.</p> <p>Les modèles visent principalement à évaluer les changements dans la condition et l'étendue des zones affectées par des altérations permanentes.</p> <p>Les modèles devraient être étalonnés et constamment mis à jour et validés par des ensembles de données de</p>				

Indicateur selon Décision COP18	Indicateur commun	Objectif opérationnel	État, pression ou impact	DESCRIPTION Paramètres et/ou éléments, matrice	Méthode d'évaluation	Lignes directrices de surveillance	Méthodes de référence des prélèvements et analyses	AQ/CQ	Recommandations /Données complémentaires nécessaires
					surveillances “in situ”.				

ANNEXE XVII
REFERENCES

GUIDANCE METHODOLOGIQUE PERTINENTES POUR TOUS LES OBJECTIFS ECOLOGIQUES

Cardoso, A.C., Cochrane, S., Doerner, H., Ferreira, J.G., Galgani, F., Hagebro, C., Hanke, G., Hoepffner, N., Keizer, P.D., Law, R., Olenin, S., Piet, G.J., Rice, J., Rogers, S.I., Swartenbroux, F., Tasker, M., van de Bund, W., 2010. Scientific Support to the European Commission on the Marine Strategy Framework Directive – Management Group Report. EUR – Scientific and Technical Research series, Luxembourg, JRC/ICES, EUR 24336 EN, 57 pp.

UNEP/MAP, 2007. Draft Decisions for the 15th Meeting of the Contracting Parties. UNEP(DEPI)/MED IG.17/5. UNEP/MAP, Athens. 329pp.

UNEP/MAP, 2012. Draft Decisions for the 17th Meeting of the Contracting Parties. UNEP(DEPI)/MED IG.20/5. UNEP/MAP, Athens. 292pp..

UNEP/MAP, 2013. Draft Decisions for the 18th Meeting of the Contracting Parties. UNEP (DEPI) / MED IG.21/5. UNEP/MAP, Athens. 243pp.

Zampoukas, N., Henna, P., Bigagli, E., Hoepffner, N., Hanke, G., Cardoso, A.C., 2012. Monitoring for the Marine Strategy Framework Directive: Requirements and Options. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 36 pp.

ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE OE1: LA BIODIVERSITE

Danish Centre for Environment and Energy. In: Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 18, p. 136, <[http:// www.dmu.dk/Pub/TR18.pdf](http://www.dmu.dk/Pub/TR18.pdf)>.

Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., Garcia, M., Mangialajo, L., de Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 172–180.

Ban N.C., Alidina, H.M., Ardron, J.A., 2010. Cumulative impact mapping: advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. *Mar. Policy* 34, 876–886.

Borja, A., Franco, J., Perez, V., 2000. Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.*, 40 (12): 1100-1114.

Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M. J., Solaun, O., 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48 (3–4), 209–218.

Boudouresque, C.F., 2009. Protection, restauration et Développement durable en milieu marin. 1. Développement durable, biodiversité. www.com.univ-mrs.fr/~boudouresque.

Bourlat, S.J., Borja, A., Gilbert, J., Taylor, M.I., Davies, N., Weisberg, S.B., Griffith, J.F., Lettieri, T., Field, D., Benzie, J., Glöckner, F.O., Rodríguez-Ezpeleta, N., Faith, D.P., Bean, T.P., Obst, M., 2013. Genomics in marine monitoring: New opportunities for assessing marine health status *Marine Pollution Bulletin* 74(1), 19-31.

Coggan, R., Populus, J., White, J., Sheehan, K., Fitzpatrick, F., Piel, S. (eds.) 2007. Review of Standards and Protocols for Seabed Habitat Mapping. MESH.

Coll M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., et al. (2010) The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. PLoS ONE 5(8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842.

Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Lasram, F.B.R., Cheung, W.W.L., Christensen, V., Karpouzi, V.S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M.L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R., Pauly, D., 2012. The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. Glob. Ecol. Biogeogr. 21, 465–480.

Dauvin, J. C., Rouellet, T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. Marine Pollution Bulletin 55: 215-224.

European Commission, 2007. Guidelines for the establishment of the Natura 2000 network in the marine environment. Application of the Habitats and Birds Directives. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/marine_guidelines.pdf

GIG, 2013a. Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies.

Mediterranean Sea GIG: Coastal waters - Benthic Invertebrate fauna.

https://circabc.europa.eu/sd/a/2a0a9f86-e281-4bb8-a6ba-6e659b54e554/Med-Sea_CW_Benthic-Invertebrate-Fauna.pdf

GIG, 2013b. Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies.

Mediterranean Sea GIG: Coastal waters - Seagrasses.

https://circabc.europa.eu/sd/a/893d2fa4-9089-4765-8d42-c914a91b71e1/Med-Sea_CW_Seagrasses.pdf

GIG, 2013c. Intercalibration of biological elements for transitional and coastal water bodies.

Mediterranean Sea GIG: Coastal waters - Macroalgae.

https://circabc.europa.eu/sd/a/655bf0ef-370b-4737-8a48-f4adee0f4889/Med-Sea_CW_Macroalgae.pdf

Gobert, S., Sartoretto, S., Rico-Raimondino, V., Andral, B., Chery, A., Lejeune, P. Boissery, P., 2009. Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the water framework directive using the *Posidonia oceanica* rapid easy index: PREI. Mar. Pol. Bull. 58: 1727–1733.

Gowen, R.J. McQuatters-Gollop, A. Tett, P. Best, M. Bresnan, E. Castellani, C. Cook, K. Forster, R. Scherer, C. Mckinney, A. 2011. The Development of UK Pelagic (Plankton) Indicators and Targets for the MSFD, Belfast, 2011.

Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., et al., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319, 948–952.

Halpern, B.S., Kappel, C.V., Selkoe, K.A., Micheli, F., Ebert, C.M., Kontgis, C., Crain, C.M., Martone, R.G., Shearer, C., Teck, S.J., 2009. Mapping cumulative human impacts to California current marine ecosystems. Conserv. Lett. 2, 138–148.

JRC, 2010. Marine Strategy Framework Directive – Task Group 1 Report Biological diversity. Authors: S.K.J. Cochrane, D.W. Connor, P. Nilsson, I. Mitchell, J. Reker, J. Franco, V. Valavanis, S. Moncheva, J. Ekeboom, K. Nygaard, R. Serrão Santos, I. Narberhaus, T. Packeiser, W. van de Bund, A.C. Cardoso. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities 111 pp.

Kappel, C.V., Halpern, B.S., Napoli, N., 2012. Mapping Cumulative Impacts of Human Activities on Marine Ecosystems. Coastal and Marine Spatial Planning Research Report 03.NCEAS.12). Sea Plan, Boston. 109pp.

Katsanevakis, S., Weber, A., Pipitone, C., Leopold, M., Cronin, M., Scheidat, M., Doyle, T.K., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., D'Anna, G., de Boois, I., Dalpadado, P., Damalas, D., Fiorentino, F., Garofalo, G., Giacalone, V.M., Hawley, K.L., Issaris, Y., Jansen, J., Knight, C.M., Knittweis, L.,

Kröncke, I., Mirto, S., Muxika, I., Reiss, H., Skjoldal, H.R., Vöge, S., 2012. Monitoring marine populations and communities: methods dealing with imperfect detectability *Aquatic Biology* 16: 31–52.

Korpinen S., Meski L., Andersen A., Laamanen M., 2012. Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, 15:105–114.

Korpinen S., Meidinger M., Laamanen M., 2013. Cumulative impacts on seabed habitats: An indicator for assessments of good environmental status. *Mar. Poll. Bull.*, 74: 311–319.

Lopez y Royo C., Casazza G., Pergent-Martini C., Pergent G., 2010. A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. *Ecological Indicators*. 10: 380–389.

Micheli F, Halpern BS, Walbridge S, Ciriaco S, Ferretti F, Fraschetti S., Lewison R., Nykjaer L., Rosenberg AA., 2013. Cumulative Human Impacts on Mediterranean and Black Sea Marine Ecosystems: Assessing Current Pressures and Opportunities. *PLoS ONE* 8(12): e79889. doi:10.1371/journal.pone.0079889.

Muxika I., Borja A., Bald J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European water framework Directive. *Mar. Poll. Bull.*, 55: 16-29.

Oliva, S., Mascaro, O., Llagostera, I., Perez, M., Romero, J., 2011. Selection of metrics based on the seagrass *Cymodocea nodosa* and development of a biotic index (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* xx, 1–11.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Mar. Res.* 2 (2), 45–65.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3: 27-33.

Orfanidis, S., Papathanasiou, V., Gounaris, S., Theodosiou, T., 2010. Size distribution approaches for monitoring and conservation of coastal *Cymodocea* habitats. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 20: 177–188

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Uglund, K.I., 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean Marine Science*, 12(2): 199–231.

OSPAR, 2012. OSPAR's MSFD Advice Manual on Biodiversity. Approaches to determining good environmental status, setting of environmental targets and selecting indicators for Marine Strategy Framework Directive Descriptors 1, 2, 4 and 6. Version 3.1. Prepared by ICG COBAM. OSPAR Commission BDC 12/2/4-E.

Pearson, T. H., Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16,229-311.

Pinedo, S., Jordana, E., Ballesteros, E., 2014. A Critical analysis on the response of macroinvertebrate communities along disturbance gradients: description of MEDOCC (MEDiterranean OCCidental) index.

Romero, J., Martinez-Crego, B., Alcoverro, T., Perez, M., 2007. A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the Water Framework Directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin* 55: 196–204.

Selkoe, K.A., Halpern, B.S., Ebert, C.M., Franklin, E.C., Selig, E.R., Casey, K.S., Bruno, J., Toonen, R.J., 2009. A map of human impacts to a pristine coral reef ecosystem, the Papahānaumokuākea Marine National Monument. *Coral Reefs* 28, 635–650.

Simboura, N., Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3/2:77-111.

Tett, P., Carreira, C., Mills, D.K., van Leeuwen, S., Foden, J., Bresnan, E., Gowen, R.J. 2008. Use of a phytoplankton community index to assess the health of coastal waters. *ICES J. Mar. Sci.* 65(8), 1475-1482.

UNEP/MAP- Blue Plan, 2009. State of the environment and development in the Mediterranean. UNEP/MAP-Blue Plan, Athens.

UNEP, 2013. SAP BIO implementation: The first decade and way forward. UNEP(DEPI)/MED WG.382/5. UNEP RAC/SPA, Tunis.

Suggested additional bibliography for common indicator: Species distributional range

A. Bermejo. 2010. Bird Numbers 2010: Monitoring, indicators and targets. 18th Conference of the European Bird Census Council. SEO/BirdLife.

Casale, P. and Margaritoulis, D. (Eds.) .2010. Sea turtle in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities. Gland, Switzerland: IUCN. 294 pp.

Citta, J., M. H. Reynolds, and N. Seavy. 2007. Seabird Monitoring Assessment for Hawaii and the Pacific Islands. Hawaii Cooperative Studies Unit Technical Report. HSCU-007. University of Hawaii at Hilo, 122 pp.

C. Gjerdrum, E. J. H. Head and D. A. Fifield .2009. Monitoring Seabirds at Sea in Eastern Canada. Environment Canada, Canadian Wildlife Service.

C. H. Graham and R. J. Hijmans .2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 15 pages.

C. J. Bibby, N. D. Burgess. 1993. Bird Census Techniques . RSPB, BTO. Academic Press.*

C. M. Perrins, J. D. Lebreton and G. J. M. Hirons. 1991. Bird Population Studies: Relevance to conservation and management.. Oxford Ornithology Series.

CPPS/PNUMA. 2012. Atlas sobre distribución, rutas migratorias, hábitats críticos y amenazas para grandes cetáceos en el Pacífico oriental. Comisión Permanente del Pacífico Sur - CPPS / Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Guayaquil, Ecuador. 75p.

EUROPARC-ESPAÑA .2005. – Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid, 176 p.

Franzosini C., Genov, T., Tempesta, M. 2013. Cetacean Manual for MPA managers. ACCOBAMS, MedPAN and UNEP/MAP-RAC/SPA. Ed. RAC/SPA, Tunis. 77 pp.

F., Fyhr, Å., Nilsson, A., Nyström Sandman .2013. A review of Ocean Zoning tools and Species distribution modelling methods for Marine Spatial Planning. AQUABIOTA, MARMONI.

G. Gilbert, D. W. Gibbons and J. Evans. 1998. Bird Monitoring Methods . RSPB, BTO, WWT, JNCC, ITE.

ICES. 2013. Report of the Joint ICES/OSPAR Ad hoc Group on Seabird Ecology (AGSE), 28–29 November 2012, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:82. 30 pp.

In-Water Monitoring of Sea Turtles of the South Caribbean of Costa Rica. Volunteer Manual. <http://www.eco-index.org/search/pdfs/WIDECAS.T.CR.volunteer.pdf>

John W. Chardine .2002. Basic guidelines for setting up a breeding seabird monitoring program for Caribbean countries. Canadian Wildlife Service.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

M. Steinkamp, B. Peterjohn, V. Byrd, H. Carter and R. Lowe., 2003. Breeding Season Survey Techniques for Seabirds and Colonial Waterbirds throughout North America .

National Park Service. 2012. Guidance for designing an integrated monitoring programme. Natural Resource Report NPS/NRSS/NRR—545. National Park Service, Fort Collins, Colorado.

PNUMA World Conservation Monitoring Centre. Guía para el desarrollo y el uso de indicadores de biodiversidad nacional. UNEP, WCMC, GEF, BIP. <http://www.bipnational.net/LinkClick.aspx?fileticket=%2BTrPg0MJEcY%3D&tabid=38&language=en-US>

R. A. Robinson and N. Ratcliffe .2010. The Feasibility of Integrated Population Monitoring of Britain’s Seabirds. BTO Research Report No. 526

Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.

SWOT Scientific Advisory Board .2011. The State of the World’s Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

SWOT Scientific Advisory Board .2011. The State of the World’s Sea Turtles (SWOT) Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

UNEP/MAP-RAC/SPA.1988. – Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*). <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA.1997. – General principles and definition of the geographical coverage for the preparation of inventories of the elements of biological diversity in the Mediterranean region, and criteria for the preparation of national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2000. – The Standard data - entry form (SDF) for national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2003. – Action Plan for the conservation of bird species listed in annex II of the Protocol concerning specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Proceedings of the first symposium on the Mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Programa de acción estratégico para la conservación de la diversidad biológica (SAP BIO) en la región mediterránea. Serie técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.

UNEP/MAP RAC/SPA .2007. Action Plan for the conservation of Mediterranean marine turtles. Ed. RAC/SPA, Tunis, 40pp. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA – Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP RAC/SPA.2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. By Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., Lleonart, J., Torchia, G., and Rais, C., Ed. RAC/SPA, Tunis; 100 pages.

UNEP/MAP, 2012: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens.

Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W., & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.

Suggested additional bibliography for the common indicator: Population abundance

Abstracts de las Presentaciones del VI Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos, 2013 http://www.cetaceos.com/congresosec2013/data/Libro_de_ABSTRACTS_VI_Congreso_SEC_Tarifa_2013.pdf

A. Bermejo. Bird Numbers 2010: Monitoring, indicators and targets. 18th Conference of the European Bird Census Council. SEO/BirdLife.

Bentivegna F., Maffucci F., Mauriello V. (compilers). 2011. Book of Abstracts. 4th Mediterranean Conference of Marine Turtles Napoli - Italy. 130 pages.

Bradai M.N. and P. Casale 2012. Proceedings of the Third Mediterranean Conference on Marine Turtles, Barcelona Convention - Bern convention - Bonn Convention (CMS). Tunis, Tunisia: 130 pp.

Breeding Season Survey Techniques for Seabirds and Colonial Waterbirds throughout North America .2003. M. Steinkamp, B. Peterjohn, V. Byrd, H. Carter and R. Lowe.

Casale, P. and Margaritoulis, D. (Eds.) .2010. Sea turtle in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities. Gland, Switzerland: IUCN. 294 pp.

Citta, J., M. H. Reynolds, and N. Seavy. 2007. Seabird Monitoring Assessment for Hawaii and the Pacific Islands. Hawaii Cooperative Studies Unit Technical Report. HSCU-007. University of Hawaii at Hilo, 122 pp.

C. Gjerdrum, E. J. H. Head and D. A. Fifield .2009. Monitoring Seabirds at Sea in Eastern Canada. Environment Canada, Canadian Wildlife Service.

C. H. Graham and R. J. Hijmans .2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 15

C. J. Bibby, N. D. Burgess. 1993. Bird Census Techniques . RSPB, BTO. Academic Press.

C. M. Perrins, J. D. Lebreton and G. J. M. Hirons . 1991. Bird Population Studies: Relevance to conservation and management. Oxford Ornithology Series.

CPPS/PNUMA. 2012. Atlas sobre distribución, rutas migratorias, hábitats críticos y amenazas para grandes cetáceos en el Pacífico oriental. Comisión Permanente del Pacífico Sur - CPPS / Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Guayaquil, Ecuador. 75p.

EUROPARC-ESPAÑA .2005. – Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid, 176 p.

Franzosini C., Genov, T., Tempesta, M. .2013. Cetacean Manual for MPA managers. ACCOBAMS, MedPAN and UNEP/MAP-RAC/SPA. Ed. RAC/SPA, Tunis. 77 pp.

F., Fyhr, Å., Nilsson, A., Nyström Sandman .2013. A review of Ocean Zoning tools and Species distribution modelling methods for Marine Spatial Planning. AQUABIOTA, MARMONI.

G. Gilbert, D. W. Gibbons and J. Evans. 1998. Bird Monitoring Methods . RSPB, BTO, WWT, JNCC, ITE.

ICES. 2013. Report of the Joint ICES/OSPAR Ad hoc Group on Seabird Ecology (AGSE), 28–29 November 2012, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:82. 30 pp.

In-Water Monitoring of Sea Turtles of the South Caribbean of Costa Rica. Volunteer Manual. <http://www.eco-index.org/search/pdfs/WIDECAS.T.CR.volunteer.pdf>

John W. Chardine .2002. Basic guidelines for setting up a breeding seabird monitoring programme for Caribbean countries. Canadian Wildlife Service.

M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB /ITE / Seabird Group, Peterborough.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

National Park Service. 2012. Guidance for designing an integrated monitoring programme. Natural Resource Report NPS/NRSS/NRR—545. National Park Service, Fort Collins, Colorado.

PNUMA World Conservation Monitoring Centre. Guía para el desarrollo y el uso de indicadores de biodiversidad nacional. UNEP, WCMC, GEF, BIP. <http://www.bipnational.net/LinkClick.aspx?fileticket=%2BTrPg0MJEcY%3D&tabid=38&language=en-US>

R. A. Robinson and N. Ratcliffe .2010. The Feasibility of Integrated Population Monitoring of Britain’s Seabirds. BTO Research Report No. 526

Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.

SWOT Scientific Advisory Board .2011.. The State of the World’s Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

UNEP/MAP-RAC/SPA.1988. – Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*). <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .1997. – General principles and definition of the geographical coverage for the preparation of inventories of the elements of biological diversity in the Mediterranean region, and criteria for the preparation of national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2000. – The Standard data- entry form (SDF) for national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2003. – Action Plan for the conservation of bird species listed in annex II of the Protocol concerning specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Proceedings of the first symposium on the Mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p.

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Programa de acción estratégico para la conservación de la diversidad biológica (SAP BIO) en la región mediterránea. Serie técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.

UNEP/MAP-RAC/SPA. 2007. Action Plan for the conservation of Mediterranean marine turtles. RAC/SPA, Tunis, 40pp. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA – Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA 2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. By Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., Leonart, J., Torchia, G., and Rais, C., Ed. RAC/SPA, Tunis; 100 pages.

UNEP/MAP: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens, 2012.

Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W., & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.

Suggested additional bibliography for the common indicator: Population demographic characteristics

A. Bermejo.2010: Monitoring, indicators and targets. 18th Conference of the European Bird Census Council. SEO/BirdLife.

Bentivegna F., Maffucci F., Mauriello V. (compilers). 2011. Book of Abstracts. 4th Mediterranean Conference of Marine Turtles Napoli - Italy. x p.p.

BRADAI M.N. and P. Casale (Editors). 2012. Proceedings of the Third Mediterranean Conference on Marine Turtles, Barcelona Convention - Bern convention - Bonn Convention (CMS). Tunis, Tunisia: 130 pp.

Breeding Season Survey Techniques for Seabirds and Colonial Waterbirds throughout North America .2003. M. Steinkamp, B. Peterjohn, V. Byrd, H. Carter and R. Lowe.

Casale, P. and Margaritoulis, D. (Eds.) .2010. Sea turtle in the Mediterranean: Distribution, threats and conservation priorities. Gland, Switzerland: UICN. 294 pp.

Citta, J., M. H. Reynolds, and N. Seavy. 2007. Seabird Monitoring Assessment for Hawaii and the Pacific Islands. Hawaii Cooperative Studies Unit Technical Report. HSCU-007. University of Hawaii at Hilo, 122 pp.

C. M. Perrins, J. D. Lebreton and G. J. M. Hirons. 1991. Bird Population Studies: Relevance to conservation and management . Oxford Ornithology Series.

VI Congreso de la Sociedad Española de Cetáceos .2013. Abstracts de las Presentaciones. [http://www.cetaceos.com/congresosec2013/data/Libro de ABSTRACTS VI Congreso SEC Tarifa 2013.pdf](http://www.cetaceos.com/congresosec2013/data/Libro_de_ABSTRACTS_VI_Congreso_SEC_Tarifa_2013.pdf)

C. Gjerdrum, E. J . H . Head and D. A . Fifield .2009. Monitoring Seabirds at Sea in Eastern Canada. Environment Canada, Canadian Wildlife Service.

CPPS/PNUMA. 2012. Atlas sobre distribución, rutas migratorias, hábitats críticos y amenazas para grandes cetáceos en el Pacífico oriental. Comisión Permanente del Pacífico Sur - CPPS / Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Guayaquil, Ecuador. 75p.

C. H. Graham and R. J. Hijmans .2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. Global Ecology and Biogeography, 15

ELSEVIER. 2013. Marine Pollution Bulletin: Good Environmental Status of marine ecosystems: What is it and how do we know when we have attained it? [https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/25590/1/1-s2.0-S0025326X13005353-main\(1\).pdf](https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/25590/1/1-s2.0-S0025326X13005353-main(1).pdf)

EUROPARC-ESPAÑA .2005. – Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid, 176 p.

Franzosini C., Genov, T., Tempesta, M. .2013. Cetacean Manual for MPA managers. ACCOBAMS, MedPAN and UNEP/MAP-RAC/SPA. Ed. RAC/SPA, Tunis. 77 pp.

F., Fyhr, Å., Nilsson, A., Nyström Sandman .2013. A review of Ocean Zoning tools and Species distribution modelling methods for Marine Spatial Planning. AQUABIOTA, MARMONI.

G. Gilbert, D. W. Gibbons and J. Evans. 1998. Bird Monitoring Methods . RSPB, BTO, WWT, JNCC, ITE.

ICES. 2013. Report of the Joint ICES/OSPAR Ad hoc Group on Seabird Ecology (AGSE), 28–29 November 2012, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:82. 30 pp.

In-Water Monitoring if Sea Turtles of the South Caribbean of Costa Rica. Volunteer Manual. 22 pages.

<http://www.eco-index.org/search/pdfs/WIDECAST.CR.volunteer.pdf>

John W. Chardine .2002. Basic guidelines for setting up a breeding seabird monitoring programme for Caribbean countries. Canadian Wildlife Service.

J. Bibby, N. D. Burgess. 1991. Bird Census Techniques . RSPB, BTO. Academic Press.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

National Park Service. 2012. Guidance for designing an integrated monitoring programme. Natural Resource Report NPS/NRSS/NRR—545. National Park Service, Fort Collins, Colorado.

PNUMA World Conservation Monitoring Centre. Guía para el desarrollo y el uso de indicadores de biodiversidad nacional. UNEP, WCMC, GEF, BIP. <http://www.bipnational.net/LinkClick.aspx?fileticket=%2BTrPg0MJEcY%3D&tabid=38&language=en-US>

Reeves R., Notarbartolo di Sciara G. (compilers and editors). 2006. The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.

R. A. Robinson and N. Ratcliffe .2010. The Feasibility of Integrated Population Monitoring of Britain's Seabirds. BTO Research Report No. 526

SWOT Scientific Advisory Board .2011. The State of the World's Sea Turtles (SWOT). Minimum Data Standards for Nesting Beach Monitoring. Technical Report, 24 pp.

UNEP/MAP-RAC/SPA .1988. – Action Plan for the Management of the Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*). <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .1997. – General principles and definition of the geographical coverage for the preparation of inventories of the elements of biological diversity in the Mediterranean region, and criteria for the preparation of national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2000. – The Standard data- entry form (SDF) for national inventories of natural sites of conservation interest. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2003. – Action Plan for the conservation of bird species listed in annex II of the Protocol concernig specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Proceedings of the first symposium on the mediterranean action plan for the conservation of marine and coastal birds. Aransay N. edit., Vilanova i la Geltrú, (Spain), 17-19 November 2005, RAC/SPA pub. Tunis: 103p.

UNEP/MAP-RAC/SPA .2006. – Programa de acción estratégico para la conservación de la diversidad biológica (SAP BIO) en la región mediterránea. Serie técnica Naturaleza y Parques Nacionales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.

UNEP/MAP-RAC/SPA. 2007. Action Plan for the conservation of Mediterranean marine turtles. Ed. RAC/SPA, Tunis, 40pp. <http://rac-spa.org/>

UNEP-MAP-RAC/SPA – Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. <http://rac-spa.org/>

UNEP/MAP: State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens, 2012.

UNEP-MAP-RAC/SPA 2010. The Mediterranean Sea Biodiversity: state of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities. By Bazairi, H., Ben Haj, S., Boero, F., Cebrian, D., De Juan, S., Limam, A., Lleonart, J., Torchia, G., and Rais, C., Ed. RAC/SPA, Tunis; 100 pages.

Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W., & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. Published by JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, Peterborough.

ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE OE2: LES ESPECES NON INDIGENES

Ashton, G., Boos, K., Shucksmith, R., Cook, E., 2006. Rapid assessment of the distribution of marine non-native species in marinas in Scotland. *Aquatic Invasions* 1(4): 209-213.

CIESM, 2008. Climate warming and related changes in the Mediterranean marine biota. In: Briand F (ed.) CIESM Workshop Monographs, Monaco, p 152.

Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., et al., 2010. The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE* 5(8): e11842. doi:10.1371/journal.pone.0011842.

Delaney, D., Sperling, C.D, Adams, C.S, Leung, B., 2008. Marine invasive species: Validation of citizen science and implications for national monitoring networks. *Biological Invasions* 10: 117–128.

GEF-UNDP-IMO GloBallast Partnerships and IOI, 2009: Guidelines for National Ballast Water Status Assessments. GloBallast Monographs No. 17. GloBallast Partnerships Programme Coordination Unit. 35pp.

Galil, B., 2007. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 55, 314–322.

Galil, B.S., 2008. Alien species in the Mediterranean Sea - which, when, where, why? *Hydrobiologia* 597(1): 105-116.

Galil, B.S., Gollasch, S., Minchin, D., Olenin, S., 2009. Alien marine biota of Europe, in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) (2009). Handbook of alien species in Europe. *Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*, 3: pp. 93-104.

Hayes, K.R., Mc Ennulty F.R., Silva, C., 2002. Identifying potential marine pests: an inductive approach. Centre for Research on Marine Pests. Report to Environment Australia.42pp.

Hewitt, C.L., Campbell, M.L., Thresher, R.E., Martin, R.B., 1999. Marine biological invasions of Port Phillip Bay, Victoria: CSIRO Marine Research; CRIMP Technical Report No 20. 344pp.

Hewitt, C.L., Martin, R.B., 2001. Revised protocols for baseline port surveys for introduced marine species—design considerations, sampling protocols and taxonomic sufficiency. Hobart: CSIRO Marine Research; CRIMP Technical Report No 22. 46pp.

IMO, 2007. Guidelines for risk assessment under Regulation A-4 of the BWM Convention (G7). Annex 2 Resolution MEPC.162(56). IMO, 16pp.

Minchin, D., 2007. Rapid coastal survey for targeted alien species associated with floating pontoons in Ireland. *Aquatic Invasions* 2(1): 63-70.

OSPAR, 2013a. Development of an OSPAR common set of biodiversity indicators. Part C: Technical Specifications. ICG-COBAM. Meeting of the OSPAR Biodiversity Committee (BDC) Report 13/4/2 Add.1 Rev.1-E.

OSPAR 2013b. Joint HELCOM/OSPAR Guidelines for the Contracting Parties of OSPAR and HELCOM on the granting of exemptions under International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments, Regulation A-4. OSPAR Commission, 45pp

OSPAR, 2014. Development of an OSPAR common set of biodiversity indicators. Part C: Technical Specifications. ICG-COBAM Meeting Document ICG-COBAM (1) 14/4/3 Add.5-E.

Otero, M., Cebrian E., Francour, P., Galil, B., Savini, D., 2013. Monitoring Marine Invasive Species in Mediterranean Marine Protected Areas (MPAs): A strategy and practical guide for managers. Malaga, Spain: IUCN, 136 pp.

Pedersen, J., Bullock, R., Carlton, J.T., Dijkstra, J., Dobroski, N., Dyrzynda, P., Fisher R., Harris, L., Hobbs, N., Lambert, G., Lazo-Wasem, E., Mathieson, A., Miglietta, M-P., Smith, J., Smith III, J., Tyrrell, M., 2005. Marine Invaders in the Northeast: Rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities, August 2003. MIT Sea Grant College Program No 05-3, 46 pp

Pomeroy, R.S., Parks, J.E., Watson, I.M., 2004. How is your MPA doing? A Guidebook of Natural and Social indicators for Evaluating Marine Protected Area Management Effectiveness. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge UK, xvi + 216 pp.

Zenetos A., Gofas, S., Verlaque, M., Cinar, M. E., García Raso, E., Bianchi, C. N., Morri, C., Azzurro, E., Bilecenoglu, M., Froglija, C., Siokou, I., Violanti, D., Sfriso, A., San Martín, G., Giandgrande, A., Katagan, T., Ballesteros, E., Ramos Espla, A., Mastrototaro, F., Ocana, O., Zingone, A., Gambi, M. C., Streftaris, N., 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science*, 11, 2, 381-493.

Zenetos A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D., García Raso, E., Cinar, M.E., Almogi-Labin, A., Ates, A.S., Azzurro, E., Ballesteros, E., Bianchi, C. N., Bilecenoglu, M., Gambi, M. C., Giangrande, A., Gravili, C., Hyams-Kaphzan, O., Karachle, P.K., Katsanevakis, S., Livej, L., Mastrotorato, F., Mineur, F., Pancucci, M. A., Ramos Esplá, A., Salas, C., San Martín, G., Sfriso, A., Streftaris, N., Verlaque, M., 2012. Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterranean Marine Science*, 13/2, 328-352.

Zenetos, A., Koutsogiannopoulos, D., Ovalis, P., Poursanidis, D., 2013. The role played by citizen scientists in monitoring marine alien species in Greece. *Cah. Biol. Mar.* (2013) 54: 419-426

ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 5: L'EUTROPHISATION

Boyer J.N. Kelble C.R., Ortner P.B., Rudnick D.T., 2009. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators* 9s:s56- s67.

Brzezinski M.A., 1985. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, Vo. 21, pp. 347-357.

Conley D.J., Schelske C.L., Stoermer E. F., 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101, 179-192.

Devlin M., Best M., Coates D., Bresnan E., O'Boyle S., Park R., Silke J., Cusack C., Skeats, J., 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin* 55: 91-103.

European Environment Agency, Technical Report, 2002).

Dortch Q., Whitley T.E., 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi river plume and nearby regions? *Cont. Shelf. Res.*, 12: 1293-1309.

EEA, 2002. Environmental signals 2002. Benchmarking the millennium. Environmental Assessment Report No 9. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 148 pp

E.C., 2013. Commission Decision of 20 September 2013 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2008/915/EC. COM 2013/480/EU. OJ L 266/1, 8.10.2013.

Harding L.W. Jr, Perry E.S. 1997 Long-term increase of phytoplankton biomass in Chesapeake Bay, 1950-1994. *Mar Ecol Prog Ser* 157:39-52

Justic D., Rabalais N.N., Turner R.E., Dortch Q., 1995. Changes in nutrient structure of river dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 50: 339-356.

Primpas I., Karydis M., 2011. Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. *Environmental Monitoring and Assessment* July 2011, Volume 178, Issue 1-4, pp 257-269.

Redfield A.C., 1934. On the proportions of organic derivations in sea water and their relation to the composition of plankton. In James Johnstone Memorial Volume. (ed. R.J. Daniel). University Press of Liverpool, 177-192pp.

Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards E.A., 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. In *The Sea*, (M. N. Hill, ed.), Vol. 2, pp. 26-77. John Wiley, New York.

Smayda T. J., 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for global epidemic. In *Toxic Marine Phytoplankton* (E. Graneli, B. Sundstrom, R. Edler & D. M. Anderson, eds), pp. 29-40. Elsevier, New York.

UNEP/MAP/MED POL, 1990a. Activity IV: Research on the effects of pollutants on Marine Organisms and their Populations

UNEP/MAP/MED POL, 1990b. Activity V: Research on the effects of pollutants on Marine Communities and Ecosystems (MED POL Phase I, 1975-1981)

UNEP/MAP/MED POL, 2003. Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL. UNEP(DEC)MED WG.231/14. UNEP, Athens. 32pp.

UNEP/MAP/MED POL, 2005. Sampling and Analysis Techniques for the Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL. MAP Technical Reports Series No. 163. UNEP, Athens. 61pp.

Vollenweider, R.A., Giovanardi F., Montanari, G., Rinaldi A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9, 329-357.

Wernand, M.R., van der Woerd, J.H., 2010. "Spectral analysis of the Forel-Ule Ocean colour comparator scale." *J. Europ. Opt. Soc. Rap. Public.* Vol 5.

ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ÉCOLOGIQUE 9: LES CONTAMINANTS

Davies, I. M. and Vethaak, A. D. 2012. Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report No. 315. 277 pp.

UNEP/MAP, 1987. Report of the Fifth Meeting of the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution and its Related Protocols. UNEP/IG. 74/5. UNEP/MAP, Athens.

UNEP/MAP, 2005. Fact sheets on Marine Pollution Indicators. Meeting of the MED POL National Coordinators. Barcelona, Spain, 24-27 May 2005. UNEP(DEC)/MED/ WG.264/ Inf.14. UNEP, Athens.

UNEP/MAP, 2012. Draft Decisions for the 17th Meeting of the Contracting Parties. UNEP(DEPI)/MED IG.20/5. UNEP/MAP, Athens. 292pp.

UNEP: MED POL – Phase III, Programme for the Assessment and Control of Pollution in the Mediterranean Region. MAP Technical Report Series No. 120, UNEP, Athens, 1999.

UNEP/RAMOGÉ, 1999: Manual on the Biomarkers Recommended for the MED POL Biomonitoring Programme. UNEP, Athens, 92pp.

ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE 10 : LES DÉCHETS MARINS

Arthur, C., Baker, J., Bamford, H., 2009 Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris. September 9-11, 2008: NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R30.

Bertrand, J., A. Souplet, L., Gil de Soula, G., Relini, C., Politou, 2007. International bottom trawl survey in the Mediterranean (Medit), Instruction manual, Version 5. pp. 62. Last accessed 13 June 2013 online at: http://www.sibm.it/SITO%20MEDITs/file.doc/Medit-Handbook_V5-2007.pdf

Cheshire, A. C., Adler, E., Barbière, J., Cohen, Y., Evans, S., Jarayabhand, S., Jetic, L., Jung, R.T., Kinsey, S., Kusui, E.T., Lavine, I., Manyara, P., Oosterbaan, L., Pereira, M.A., Sheavly, S., Tkalin, A., Varadarajan, S., Wenneker, B., Westphalen, G., 2009. UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies 186 (IOC Technical Series No. 83): 120.

Doyle, T.K., Houghton, D.J.R., Buckley, S.M., Hays, G.C., Davenport, J., 2007. The broad-scale distribution of five jellyfish species across a temperate coastal environment, *Hydrobiologia* 579:29–39.

Galgani, F., Jaunet, S., Campillo, A., Guenegan, X., His, E., 1995. Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the North-western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 30, 713–717. (doi:10.1016/0025-326X(95)00055-R).

Galgani, F., Souplet, A. and Cadiou, Y., 1996. Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast. *Marine Ecology Progress Series* 142: 225–234.

Galgani, F., Leaute, J. P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goraguer, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, J. C., Poulard, J. C., Nerisson, P., 2000. Litter on the Sea Floor along European Coasts. *Marine Pollution Bulletin* 40(6):516-527. doi:10.1016/S0025-326X(99)00234-9).

Goldberg, E.D. 1995. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. *Marine Pollution Bulletin*. 31, 152-158.

Hanke, G. and Piha, H., 2011. Large scale monitoring of surface floating marine litter by high resolution imagery, Presentation and extended abstract, 5th International Marine Debris Conference. 20.-25. March 2011, Hawaii, Honolulu.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology* 46, 3060-3075.

Katsanevakis, S., 2009. Estimating abundance of endangered marine benthic species using Distance Sampling through SCUBA diving: the *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) example. In: Columbus, A.M., Kuznetsov, L., (eds) *Endangered Species: New Research*. Nova Science Publishers, New York. pp. 81–115.

Lundqvist, J., 2013. Monitoring marine debris, Report of University of Gothenburg, Faculty of Sciences, pp. 22.

Matiddi, M., van Franeker, J.A., Sammarini, V., Travaglini, A. and Alcaro, L., 2011. Monitoring litter by sea turtles: an experimental protocol in the Mediterranean. *Proceedings of the 4th Mediterranean Conference on Sea Turtles*. 7-10 November, Naples.

Morris, J. R., 1980. Floating Plastic Debris in the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 11, p.125.

Opfer, S., Arthur, C. and Lippiatt, S., 2012. NOAA Marine Debris Shoreline Survey Field Guide. National Oceanic and Atmospheric Administration.

OSPAR, 2008. Background Document for the EcoQO on plastic particles in stomachs of seabirds. OSPAR Commission, Biodiversity Series. Publication Number: 355/2008. OSPAR, London, pp. 13.

OSPAR, 2010a. Quality Status Report 2010. OSPAR Commission, London. pp75.

OSPAR, 2010b. The OSPAR system of Ecological Quality Objectives for the North Sea: a contribution to OSPAR's Quality Status Report 2010. OSPAR Publication 404/2009 (Update 2010). OSPAR Commission London, en Rijkswaterstaat VenW, Rijswijk. pp16.

Sheavly, S.B., 2007. National Marine Debris Monitoring Program: Final Program Report, Data Analysis and Summary. Ocean Conservancy.

Thomas, L., Laake, J.L., Rexstad, E., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Burt, M.L., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B. and Marques, T.A., 2006. Distance 6.0. Release Beta 3. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews: St. Andrews, UK. Last accessed 13 June 2013 online at: <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., Russell, A. E., 2004 Lost at sea: Where is all the plastic? *Science* 304, 838-838.

Van Franeker, J.A., 2004. Save the North Sea - Fulmar Study Manual 1: Collection and Dissection Procedures. Alterra Rapport 672. Alterra, Wageningen, 38 pp.

Van Franeker, J.A. and Meijboom, A., 2002. Litter NSV - Marine litter monitoring by Northern Fulmars: a pilot study. ALTERRA-Rapport 401. Alterra, Wageningen. pp. 72.

Van Franeker, J.A., Heubeck, M., Fairclough, K., Turner, D.M., Grantham, M., Stienen, E.W.M., Guse, N., Pedersen, J., Olsen, K.O., Andersson, P.J. and Olsen, B., 2005. 'Save the North Sea' Fulmar Study 2002-2004: a regional pilot project for the Fulmar-Litter EcoQO in the OSPAR area. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1162. pp. 70.

Van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M. and Turner, D.M., 2011a. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution* 159: 2609-2615. doi:10.1016/j.envpol.2011.06.008

Van Franeker, J.A., SNS Fulmar Study Group, 2011b. Fulmar Litter EcoQO monitoring along Dutch and North Sea coasts in relation to EU Directive 2000/59/EC on Port Reception Facilities: results to 2009. IMARES Report Nr C037/11. IMARES, Texel, pp. 52 + pp. 2.

Venrick, E.L., Backman, T.W., Bartram, W.C., Platt, C.J., Thornhill, M.S., Yates, R.E., 1972. Man-made Objects on the Surface of the Central North Pacific Ocean. *NATURE*, Vol. 241. 271.

ORIENTATION DE LA SURVEILLANCE SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE 7 : ALTERATION DES CONDITIONS HYDROGRAPHIQUES ET SUR L'OBJECTIF ECOLOGIQUE 8 : ÉCOSYSTÈMES ET PAYSAGES CÔTIERS

Beachmed (2004). Tecniche di monitoraggio dell'evoluzione delle spiagge. In *Il Progetto Beachmed: Recupero Ambientale E Mantenimento Dei Litorali in Erosione Con L'utilizzo Di Depositi Sabbiosi Marini*, pp. 19–92.

Deichmann, U., Ehrlich, E., Small, E., and Zeug, G. (2011). Using high resolution satellite data for the identification of urban natural disaster risk (GFDRR (Global Facility for Disaster Reduction and Recovery)).

European Commission (2011a). Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status.

European Commission (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.

European commission and Directorate General Environment (2004a). Living with coastal erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability. A guide to coastal erosion management practices in Europe (The Netherlands: EuroSION project).

European commission and Directorate General Environment (2004b). Living with coastal erosion in Europe: Sediment and space for sustainability. Guidelines for incorporating coastal erosion issues into Environmental Assessment (EA) procedures (The Netherlands: EuroSION project).

Frihy, O., and Deabes, E. (2012). Erosion chain reaction at El Alamein Resorts on the western Mediterranean coast of Egypt. *Coast. Eng.* 69, 12–18.

HELCOM (2010). Towards a tool for quantifying the anthropogenic pressures and potential impacts in the Baltic Sea marine environment. A background document on the method, data preparation and testing of the Baltic Sea Pressure and Impact Indices.

Markandya, A., Arnold, S., Cassinelli, M., and Taylor, T. (2008). "Protecting coastal zones in the Mediterranean: an economic and regulatory analysis." *J. Coast. Conserv.* 12, 145–159.

Michener, W.K., Blood, E.R., Bildstein, K.L., Brinson, M.M., and Gardner, L.R. (1997). Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. *Ecol. Appl.* 7, 770–801.

OSPAR (2008a). Assessment of the environmental impact of land reclamation (OSPAR Commission).

OSPAR (2008b). Assessment of the Environmental Impact of the Construction or Placement of Structures (other than Oil and Gas and Wind-farms) (OSPAR Commission).

OSPAR (2009). Assessment of the impact of coastal defence structures (OSPAR Commission).

Özhan, E. (2002). Coastal erosion management in the Mediterranean: an overview (Split: UNEP/MAP/PAP).

Pesaresi, M., Gerhardinger, A., and Kayitakire, F. (2008). A Robust Built-Up Area Presence Index by Anisotropic Rotation-Invariant Textural Measure. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* 1, 180–192.

Pranzini, E. (2008). Beach Erosion Monitoring: Results from BEACHMED-e OpTIMAL Project: Optimisation Des Techniques Integrees de Monitorage Appliquees Aux Littoraux (Nuova Grafica Fiorentina).

Pranzini, E., and Rossi, L. (2013). The role of coastal evolution monitoring in “Coastal erosion monitoring. A network of regional observatories” (Florence).

REMPEC (2008). Study of Maritime Traffic Flows in the Mediterranean Sea.

Rochette, J., Puy-Montbrun, G., Wemaëre, M., and Billé, R. (2010). Coastal setback zones in the Mediterranean: a study on Article 8-2 of the Mediterranean ICZM Protocol.

Sanò, M., Marchand, M., and Medina, R. (2010). Coastal setbacks for the Mediterranean: a challenge for ICZM. *J. Coast. Conserv.* 14, 33–39.

Sanò, M., Jiménez, J.A., Medina, R., Stanica, A., Sanchez-Arcilla, A., and Trumbic, I. (2011). The role of coastal setbacks in the context of coastal erosion and climate change. *Ocean Coast. Manag.* 54, 943–950.

SHAPE Establishment of coastal setback: An explanatory report on Article 8-2 of ICZM Protocol Issues to be considered (<http://www.shape-ipaproject.eu/download/listbox/WP3%20action%203.2%20%20reports%20on%20setback%20requirements/Explanatory%20report%20on%20Article%208.pdf>)

Small, C. (2009). The Color of Cities: An Overview of Urban Spectral Diversity. In *Global Mapping of Human Settlements*, (Taylor & Francis),.

UNEP/MAP (2012). Initial Integrated Assessment of the Mediterranean Sea: Fulfilling Step 3 of the Ecosystem Approach Process.

UNEP/MAP (2013). Approaches for definition of Good Environmental Status (GES) and setting targets for the Ecological Objective (EO) 7 “Hydrography” and EO8 “Coastal ecosystems and landscape” in the framework of the Ecosystem Approach.

UNEP/MAP/PAP (2000). National Legislations and Proposals for the Guidelines Relating to Integrated Planning and Management of the Mediterranean Coastal Zones (Split).

UNEP/MAP/PAP (2001). White paper: coastal zone management in the Mediterranean. (Split).

UNEP/MAP/PAP (2008). Protocol on Integrated Coastal Zone Management in the Mediterranean (Split: Priority Actions Programme).