

**Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM)
Définition du Bon Etat Ecologique (BEE)**

Descripteur 3 : Les populations de tous les poissons [, mollusques¹] et crustacés exploités à des fins commerciales se situent dans les limites de sécurité biologique, en présentant une répartition de la population par âge et par taille qui témoigne de la bonne santé du stock.

Chefs de file : Alain Biseau, Pascal Lorange, Ifremer

Rapport final applicable à toutes les sous-régions marines

Version du 24/01/2012

¹ La traduction française de la directive cadre réduit 'shellfish' à crustacés, alors que le terme anglais comprend également les mollusques (céphalopodes, coquillages).

Sommaire

Sommaire	2
Introduction.....	3
Dynamique des ressources	3
Rendement maximal durable	4
Diagnostics.....	4
1) Travaux européens et nationaux mis en œuvre pour la réalisation de ce rapport.....	5
2) Caractéristiques du bon état écologique pour le descripteur 3	5
Choix des espèces/stocks	6
Choix des échelles pertinentes	7
Zones à enjeux	7
Critère 3.1. Niveau de pression de l'activité de pêche.....	9
Indicateur principal (3.1.1). Mortalité par pêche [F]	9
a) méthode d'évaluation de l'état écologique	9
b) caractérisation du bon état écologique.....	9
(F>FMSY).....	10
c) agrégation.....	10
Indicateur secondaire (3.1.2). Rapport entre captures et indice de biomasse	10
a) méthode d'évaluation de l'état écologique	10
b) caractérisation du bon état écologique.....	11
c) agrégation.....	11
Critère 3.2. Capacité de reproduction du stock.....	11
Indicateur principal (3.2.1). Biomasse du stock reproducteur [SSB]	12
a) méthode d'évaluation de l'état écologique	12
b) caractérisation du bon état écologique.....	12
c) agrégation.....	13
Indicateur secondaire (3.2.1). Indice de biomasse féconde	13
a) méthode d'évaluation de l'état écologique	13
b) caractérisation du bon état écologique.....	13
c) agrégation.....	13
Critère 3.3. Age de la population et répartition par taille	14
(3.3.1). Proportion de poissons plus grands que la taille moyenne de première maturation sexuelle	14
a) méthode d'évaluation de l'état écologique	14
b) caractérisation du bon état écologique.....	14
c) agrégation.....	15
(3.3.2). Taille maximale moyenne pour l'ensemble des espèces.....	15
(3.3.3). Quantile 95% de la répartition par taille des poissons	15
a) méthode d'évaluation de l'état écologique	15
b) caractérisation du bon état écologique.....	15
c) agrégation.....	15
(3.3.4). Taille de première maturation sexuelle	15
a) méthode d'évaluation de l'état écologique	16
Discussion	17
Résumé graphique.....	18
3) Travaux futurs à envisager.....	19
Bibliographie.....	19

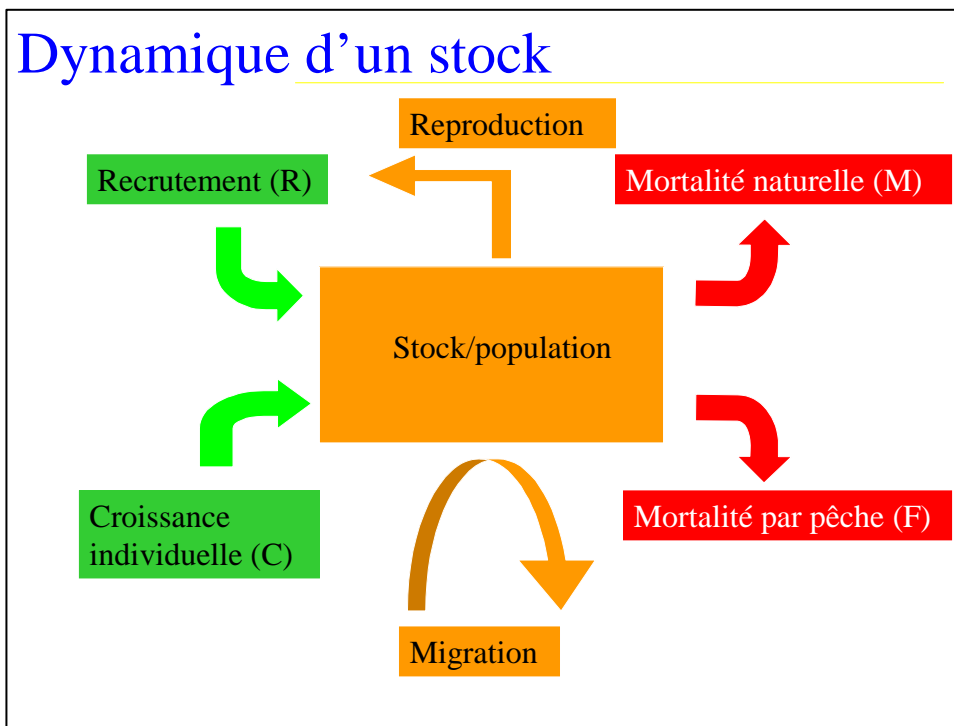
Introduction

Dynamique des ressources

Les ressources exploitées évoluent en fonction de deux dynamiques :

- une dynamique propre au stock considéré
- une dynamique engendrée par les relations au sein de l'écosystème

Le schéma ci-dessous résume les principaux facteurs qui interviennent dans la dynamique d'une ressource prise isolément.



Un stock est en équilibre si la somme des facteurs qui contribuent à le faire diminuer (mortalités naturelle et par pêche) est compensée par celle des facteurs de croissance (recrutement², et croissance individuelle). Hormis la mortalité par pêche qui est un facteur anthropique, les autres facteurs dépendent plus des conditions de l'écosystème (disponibilité en nutriment, survie larvaire, relations prédateurs-proies...) que directement de l'action humaine.

Le nombre de recrues dépend du nombre (et de la qualité) des œufs pondus, et donc du nombre et de la qualité des reproducteurs, mais également, et surtout, des conditions hydro-climatiques (température, salinité) et de la disponibilité en nutriments et proies, la présence (et la quantité) de prédateurs qui vont influencer fortement le taux de survie larvaire.

La croissance individuelle peut également être fortement affectée par des facteurs environnementaux (température, ...) et par des phénomènes de densité dépendance (croissance plus faible lorsque le nombre d'individus est très élevé) du fait de la disponibilité trophique. Ces phénomènes agissent aux niveaux intra-spécifique et inter-spécifique.

Au sein de ce qui est mentionné 'mortalité naturelle', on trouve toutes les causes de mortalité non liées à la pêche (vieillesse, maladie, mais aussi (et surtout) prédation). La taille d'un stock de poissons dépend de la taille des stocks de ses prédateurs (et réciproquement). De plus, le cannibalisme de certaines espèces (morue par exemple) augmente lorsque la biomasse de leurs proies diminue ou lorsque leur propre biomasse augmente fortement.

Tout ce qui suit doit donc être considéré au travers ces deux dynamiques.

² Le recrutement rend compte de l'arrivée dans le stock de petits poissons issus de la reproduction

Rendement maximal durable

Le rendement maximal durable (RMD, ou MSY, maximum sustainable yield, en anglais) est défini comme «la plus grande quantité de biomasse que l'on peut, en moyenne, extraire continûment d'un stock, dans les conditions environnementales existantes (ou moyennes), sans affecter sensiblement le processus de reproduction³». La directive cadre considère le RMD comme (le principal) critère du bon état écologique. Le RMD est également l'objectif de la politique commune des pêches (PCP) suivant en cela les engagements pris lors du sommet mondial du développement durable de Johannesburg en 2002.

Le RMD, comme le bon état écologique, n'a pas pour objectif le retour à une situation pristine, mais bien d'optimiser à la fois le fonctionnement des écosystèmes et l'exploitation des ressources. En effet, un des principaux bénéfices d'une exploitation des ressources au RMD est de produire autant sinon plus avec un effort de pêche moindre que son niveau actuel et donc d'améliorer (très) substantiellement les bénéfices des acteurs.

Cette diminution d'effort de pêche présente des avantages environnementaux (moins d'impact sur les fonds, et consommation moindre de carburant), économiques (diminution des coûts de productions) et sociaux (augmentation du temps passé à terre). Néanmoins, au plan économique et social, le RMD et la diminution d'effort de pêche associée est surtout favorable en terme de rentabilité de la pêche mais peut induire un plus petit nombre d'emplois dans le secteur.

La diminution de l'effort de pêche et/ou l'amélioration du diagramme d'exploitation⁴ conduit à des augmentations substantielles de la biomasse consécutives à la modification de la structure de la population (plus de vieux – et gros – poissons).

Enfin, l'exploitation d'un stock au RMD rend la pêche moins dépendante du recrutement, alors que c'est le cas aujourd'hui pour de nombreux stocks notamment pour la morue qui malgré sa longévité (20 ans) a une exploitation qui repose sur les plus jeunes âges, essentiellement les poissons de 2 à 4 ans. De ce fait, un aléa sur un recrutement aurait une incidence moindre sur les captures à venir.

Diagnostics

Les diagnostics sur les populations de poissons, mollusques et crustacés⁵ exploités à des fins commerciales, s'agissant pour beaucoup de stocks dits partagés, s'effectuent, le plus souvent, au sein d'organisations internationales comme le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM), la Commission internationale pour la conservation des thonidés atlantiques (CICTA), la Commission pour la gestion de la Méditerranée (CGPM). Certaines ressources font néanmoins l'objet d'un diagnostic à l'échelle nationale ou locale ; c'est le cas notamment des principales ressources de bivalves.

Les diagnostics, aussi appelés 'évaluations de stocks' s'attachent à estimer l'évolution au cours du temps de quelques indicateurs d'état (biomasse, recrutement) ou de pression (mortalité par pêche). Lorsque ces indicateurs issus d'évaluations quantitatives (analytiques ou non) ne peuvent être estimés, des indicateurs 'qualitatifs', le plus souvent basés sur des résultats de campagnes scientifiques sont utilisés.

Ces diagnostics en tendance sont le plus souvent complétés par la comparaison entre la valeur actuelle de l'indicateur et un point de référence.

Le CIEM considère qu'un stock est dans ses limites biologiques de sécurité lorsque l'indicateur de biomasse féconde (quantité de géniteurs) est supérieur à un seuil dit de précaution (B_{pa}) et quand la mortalité par pêche (pression de pêche à laquelle le stock est soumis) est inférieure au seuil de précaution F_{pa} . La biomasse de précaution est la quantité de reproducteurs en dessous de laquelle les risques de réduction des capacités reproductives du stock deviennent très élevés ; la mortalité par pêche de précaution est la mortalité par pêche au dessus de laquelle les risques de voir la biomasse des reproducteurs tomber en dessous de B_{pa} sont forts.

³ Traduit de la définition donnée (en anglais seulement) dans le glossaire du site FAO (www.fao.org/fi/glossary/)

⁴ Diagramme d'exploitation : distribution de la mortalité par pêche sur les divers âges (tailles) capturés ; proportion des divers âges (tailles) dans les captures.

⁵ Dans ce document le terme 'poisson' est pris au sens large de 'ressources halieutiques'.

Cette définition des limites biologiques de sécurité est également celle utilisée dans le plan d'action pour la Méditerranée des Nations Unies et dans le cadre du Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP).

La référence au RMD est utilisée par la plupart des organisations régionales de gestion des pêches comme objectif de gestion. Le CIEM, à la demande de la Commission européenne, formule depuis quelques années, ses avis pour la gestion en suivant une approche permettant d'atteindre le RMD.

Une réflexion internationale est en cours pour, d'une part, développer des évaluations de stocks non quantitatives⁶, basées sur des indicateurs de traits de vie, et d'autre part, mieux prendre en compte les interactions entre espèces dans le cadre (quasi-général) de pêcheries pluri-spécifiques.

1) Travaux européens et nationaux mis en œuvre pour la réalisation de ce rapport

Le CIEM a mis en place un groupe de travail chargé de coordonner la réflexion des Etats concernés sur la définition du bon état écologique des espèces exploitées. Ce groupe (WKMSFD) s'est réuni du 4 au 8 juillet et du 5 au 7 octobre 2011. Il a abordé la question de la sélection des espèces prises en compte et la définition des indicateurs pour chaque stock ; la combinaison des évaluations par espèce à l'échelle de chaque sous-région marine n'a pas été abordée par ces ateliers.

Un groupe complémentaire, prévu en février 2012 (WKLIFE) doit spécifiquement aborder la question des indicateurs basés sur les traits de vie et définir des points de référence.

Par ailleurs, au sein du CIEM, un groupe d'experts chargé de développer des méthodes d'évaluation multi-spécifiques se réunit depuis plusieurs années et tentent d'apporter des réponses à la question fondamentale des interactions biologiques entre espèces (notamment au travers de la prise en compte de relations prédateurs-proies).

Enfin, le Comité scientifique technique et économique de la pêche de la Commission européenne (CSTEP) a mis en place en 2010 un groupe d'experts chargé du développement de l'approche éco-systémique des pêches dans les eaux européennes (SGMOS-10-03). Ce groupe doit se réunir à nouveau en janvier 2012. En plus de propositions pour la combinaison d'indicateurs biologiques, ce groupe prend en compte les aspects économiques et travaille sur une approche par flottille.

Compte tenu de ces travaux en cours et de la nécessité d'une cohérence internationale (européenne) dans l'approche du bon état écologique, le présent rapport doit donc être considéré comme donnant une première définition du BEE. Cette définition – provisoire – devra être révisée au fur et à mesure que les conclusions des différents groupes mis en place arriveront.

La proposition qui est faite dans ce rapport s'appuie très largement sur les travaux déjà réalisés au niveau international, sur des discussions avec des homologues espagnols et portugais et sur une réflexion interne et les discussions au sein du groupe de travail BEE.

2) Caractéristiques du bon état écologique pour le descripteur 3

La Directive cadre précise que le bon état écologique pour ce descripteur est atteint quand les populations de tous les poissons [, mollusques] et crustacés exploités à des fins commerciales se situent dans les limites de

⁶ Le terme 'quantitatif' traduit ici le fait que le diagnostic est posé à partir des résultats d'une modélisation (analyse de cohortes, modèle global...). Les diagnostics basés sur les indicateurs de traits de vie (issus des campagnes scientifiques) sont qualifiés abusivement de 'qualitatif' en ce sens qu'ils ne permettent pas de faire des projections quantitatives.

sécurité biologique, en présentant une répartition de la population par âge et par taille qui témoigne de la bonne santé du stock

L'appréciation d'un bon état implique de disposer d'indicateurs ET de points de référence (seuils). En ce qui concerne le descripteur 3 les indicateurs existent ou peuvent être calculés. Par contre, les points de référence ne sont disponibles que pour certains indicateurs seulement (3.1.1. et 3.2.1). Pour les autres, l'appréciation ne pourra porter que sur une analyse de tendance rendant compte de l'évolution de l'indicateur au fil du temps ; ainsi s'il sera possible de dire que tel ou tel indicateur s'améliore ou se détériore, il restera impossible, tant que les points de référence correspondants n'ont pas été définis (au niveau international) de déterminer si l'état est bon ou mauvais.

Choix des espèces/stocks

La directive cadre spécifie que « La présente section s'applique à tous les stocks couverts par le règlement (CE) N°199/2008 (dans le champ géographique de la directive 2008/56/CE) et par les obligations similaires établies dans le cadre de la politique commune de la pêche. Pour ces stocks comme pour d'autres, son application dépend des données disponibles [compte tenu des dispositions du règlement (CE) N°199/2008 en matière de collecte de données], qui détermineront les indicateurs les plus appropriés à utiliser »

La sélection des espèces/stocks considérés dans ce descripteur s'effectue sur la base des débarquements internationaux : à l'aide des bases de données du CIEM (pour l'Atlantique) et de la FAO (pour la Méditerranée), les débarquements moyens de chaque espèce/stock sont calculés. La gamme d'année à prendre en compte pour les débarquements moyens n'est pas figée. Considérer les cinq dernières années semble raisonnable. Néanmoins, les travaux en cours dans le cadre du CIEM suggèrent qu'il convient d'analyser l'impact de la gamme d'année sur les espèces considérées. Ainsi les tableaux présentés (Tableaux 1 et 2 en annexe) ici évaluent les espèces à prendre en compte selon que l'on retient les débarquements moyens sur 20, 15, 10, 5, 4 ou 3 ans, et selon qu'elles représentent 90%, 95% ou 99% du cumul des débarquements pour une sous région donnée. Cette proportion des débarquements totaux pourrait ne pas être la même pour toutes les régions parce qu'elle induit des listes d'espèces plus ou moins longues et il n'est pas raisonnable d'envisager de pouvoir disposer des données et réaliser des évaluations sur un trop grand nombre d'espèces. Une alternative peut aussi être de considérer dans ce descripteur l'ensemble des espèces/stocks qui contribuent à au moins 1% des débarquements totaux sur la sous-région marine considérée.

N.B. Ce critère de choix doit être validé au niveau international.

Comme indiqué dans la Directive, la sélection des espèces doit tenir compte des données disponibles. A ce titre, un critère important est l'échantillonnage des espèces dans le "cadre communautaire pour la collecte, la gestion et l'utilisation de données dans le secteur de la pêche" (Data Collection Framework (DCF), Décision 2008/949/EC).

Enfin, il faut noter que la liste établie au niveau international sera complétée par des espèces/stocks nationaux 'locaux' (coquillages notamment) lorsque la pêcherie est d'importance et que les données nécessaires à l'analyse sont disponibles.

Les tableaux présentés en annexe illustrent les conséquences des critères de sélection retenus. Ainsi, dans le cas du golfe du Lion (Tableau 1, en annexe), les seuils de proportion dans les débarquements considérés seuls conduisent à retenir 22, 40 et 72 noms⁷ pour les seuils de 90%, 95% et 99% des débarquements respectivement. Le seuil de 1% des débarquements par espèce conduit à 22 espèces. Le croisement des débarquements (seuil 99%) et des espèces considérées dans le cadre de la DCF conduit à retenir 25 noms.

Dans le cas du golfe de Gascogne (Tableau 2, en annexe), les seuils de proportion dans les débarquements considérés seul conduisent à retenir 21, 29 et 50 noms pour les seuils de 90%, 95% et 99% des débarquements respectivement. Le seuil de 1% des débarquements par stocks conduit à 21 noms (. Le croisement de débarquements (seuil 99%) et des espèces considérées dans le cadre de la DCF conduit à retenir 25 noms.

⁷ La correspondance entre 'nom' et espèce ou stock doit être précisée.

Il est également possible d'envisager que la sélection soit effectuée par groupe d'espèces (démersales, pélagiques) et également d'y ajouter des espèces qui ont été abondantes dans le passé mais dont les débarquements des cinq dernières années ne satisfont pas les critères de sélection. Cette option n'est pas explorée ici.

Réserve : Les espèces abondantes dans un passé ancien ne devraient pas être traitées dans le descripteur 3, mais plutôt dans le descripteur 1 qui traite de la biodiversité. En effet, il n'est pas envisageable d'atteindre (dans un délai raisonnable) le bon état écologique si on inclut dans les espèces commerciales des espèces disparues des captures depuis des décennies. Ce point doit être approfondi après examen des statistiques de pêche sur une période de 20 ans car des espèces abondantes au cours de cette période pourraient faire partie des espèces à considérer.

Parmi ces espèces/stocks, on peut distinguer 5 catégories selon les informations disponibles :

1. stocks évalués avec points de référence 'msy' (F_{MSY}) et/ou 'pa' (F_{pa})
2. stocks évalués sans points de référence
3. stocks évalués en tendance
4. stocks non évalués avec indices campagnes utilisables
5. stocks non évalués sans indices campagnes

Pour chacune des sous-régions marines il sera établi un tableau donnant la liste des stocks considérés, leur contribution aux débarquements totaux et l'état des connaissances disponibles pour chacun.

Choix des échelles pertinentes

En halieutique on parle plus de stocks que d'espèces. Un stock correspond à la fraction exploitée d'une population biologique, avec une dynamique propre et avec pas (ou peu) de relations avec les stocks adjacents. Dans la pratique un stock est défini comme une espèce vivant dans une zone déterminée, mais les connaissances sur la structure en populations sont souvent limitées et qualitatives. Il existe néanmoins des espèces pour lesquelles des données génétiques ou l'analyse des migrations, par exemple, permettent une définition rigoureuse des unités de stock. Comme il y a plusieurs stocks d'une même espèce, les halieutes ne parlent pas DU cabillaud (morue) mais du cabillaud du stock de Norvège/Barents, du cabillaud du stock de Mer du Nord / Manche est, du cabillaud du stock de mer Celtique, etc. Chaque stock ayant sa propre dynamique (croissance, maturité...) et subissant des pressions de pêche différentes présente des diagnostics différents.

Le bon état écologique doit être atteint pour chaque sous-région marine. Il est évident que l'aire de répartition de chaque stock ne correspond pas forcément avec la délimitation de la sous-région marine ni à celle des eaux sous juridiction nationale. L'évaluation d'un stock se faisant à l'échelle du stock (qui peut dépasser les limites d'une sous-région marine), le BEE du stock s'estime donc à cette échelle et est considéré dans chaque sous-région marine pertinente. En conséquence, le BEE des eaux sous juridiction française est atteint lorsque le BEE est atteint à l'échelle de la sous-région.

Zones à enjeux

Les captures par la pêche (professionnelle et de plaisance) concernent de nombreuses espèces démersales et pélagiques (poissons, céphalopodes) ainsi que des crustacés et coquillages. Pour certaines espèces/stocks, la pression de pêche est excessive et doit être réduite. Néanmoins, l'identification de zones à enjeux pour la pression d'extraction d'espèces est un exercice difficile. En effet, si l'on se place uniquement du côté du poisson, pour une même quantité pêchée, que la pêche ait lieu dans une zone ou dans une autre importe peu en général, la mortalité totale engendrée par la pêche étant inchangée ; c'est la conséquence du fait que l'aire de répartition des ressources halieutiques est souvent très vaste et du déplacement de l'activité de pêche qu'entraînerait une éventuelle fermeture de zone.

La définition de zones à enjeux est par contre plus pertinente s'agissant de l'impact de la pêche sur les habitats. Ainsi, l'identification de zones à enjeux pourrait s'envisager en croisant la répartition spatiale de l'effort de pêche à des zones sensibles en termes d'habitat fonctionnel pour les espèces (frayère, nourricerie, couloir migratoire), faisant ainsi ressortir des zones comme la grande vasière qui est un habitat de la langoustine et une zone de nourricerie du merlu, ou comme le panache de la Gironde pour l'anchois. De

telles zones à enjeux ressortent davantage au travers, notamment, de l'analyse des impacts causés par les dommages physiques aux habitats (descripteurs 6 et 7).

Une gestion spatialisée de la pêche (qui pourrait suivre l'identification de zones à enjeux) vient en général en appui d'un objectif de réduction de la mortalité par pêche. Ainsi en limitant les activités de pêche sur les concentrations de poissons (notamment lors de la reproduction), on limite les captures totales puisqu'un report de l'activité de pêche ailleurs (ou à une autre période) ne permettra pas, du fait de rendements moindres, des captures identiques. De même, un encadrement plus fort des activités de pêche sur une zone de nurricerie permettra de diminuer la pression de pêche sur les petits poissons présents dans cette zone.

Dans certains cas, une gestion spatialisée peut permettre d'éviter d'éventuels épuisements locaux, notamment sur les frayères, et donc les risques d'un possible appauvrissement du patrimoine génétique. C'est aussi un moyen de réduire le risque d'un effondrement de stock en l'absence d'évaluation quantitative.

En conclusion, sauf cas particulier (frayère, nurricerie, couloir migratoire) une zone à enjeu peut difficilement être identifiée à une échelle différente de celle du stock tout entier.

Critère 3.1. Niveau de pression de l'activité de pêche

Ce critère doit être estimé pour chaque espèce/stock considéré.

Selon la nature des informations disponibles et selon l'état du diagnostic sur le stock considéré l'indicateur de pression de pêche peut être de deux formes :

Indicateur principal (3.1.1). Mortalité par pêche [F]

Cet indicateur est calculé pour les stocks des catégories 1 et 2 (pour lesquels une évaluation dite quantitative existe).

a) méthode d'évaluation de l'état écologique

La mortalité par pêche (F) donne une estimation de la pression que la pêche fait subir à un stock. Elle est estimée directement lorsque le diagnostic effectué sur le stock utilise un modèle quantitatif qu'il soit analytique (structuré en âges (ou en tailles)) ou global (basé sur l'évolution de la biomasse totale en fonction des captures).

N.B. L'évaluation d'un stock se fait à l'échelle du stock (qui peut dépasser les limites d'une sous-région marine).

Pour les stocks pour lesquels le F_{MSY} (ou un proxy) n'a pas été défini/estimé, on utilise la valeur donnée par le ratio $F_{pa}/1.6$ si ce seuil de précaution est disponible [1.6 étant la valeur moyenne des écarts entre F_{MSY} et F_{pa} pour tous les stocks évalués au CIEM pour lesquels ces deux seuils sont définis].

b) caractérisation du bon état écologique

La directive cadre stipule que pour parvenir au bon état écologique ou le maintenir, il est nécessaire que la mortalité par pêche soit inférieure ou égale au niveau permettant d'atteindre le rendement maximal durable (F_{MSY}).

Réserve : Le CIEM utilise le point de précaution F_{pa} comme le seuil permettant de définir une exploitation dans les limites biologiques de sécurité (lorsque la mortalité par pêche est inférieure). Ainsi, pour s'assurer d'un faible risque d'effondrement des stocks, leur exploitation doit s'effectuer à $F \leq F_{pa}$.

Il faut rappeler que la valeur de F_{MSY} est estimée sur la base d'une analyse mono spécifique qui ne considère ni les relations prédateurs-proies ni la productivité des écosystèmes. Toute modification des conditions environnementales nécessitera un recalcul du point de référence F_{MSY} . La valeur de ce dernier ne doit donc pas être considérée comme figée.

Enfin, compte tenu de la variabilité et des incertitudes, il est sans doute judicieux de considérer une fourchette autour de F_{MSY} au lieu d'une valeur 'exacte'. Noter que le CIEM considère F_{MSY} comme un point cible, ce qui signifie que la probabilité que la mortalité par pêche d'un stock soit inférieure à F_{MSY} doit être de 50%.

Il est suggéré, dans un premier temps, de classer les stocks considérés en deux catégories :

'Vert' lorsque la mortalité par pêche est estimée inférieure ou égale à la valeur du F_{MSY} ;

'Rouge' si la mortalité par pêche est estimée supérieure à F_{MSY} .

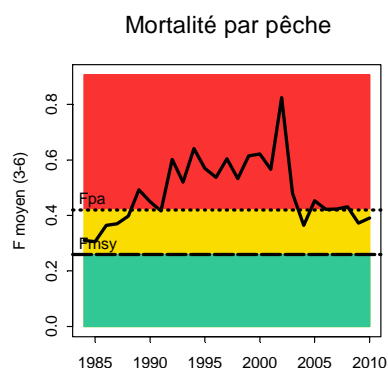


Figure 2. Illustration de l'évolution de l'indicateur mortalité par pêche au regard des points de référence F_{pa} et F_{MSY} . N.B. La coloration orange de ce graphique doit être lue 'rouge' au regard de ce qui précède

($F > F_{MSY}$).

c) agrégation

La stricte définition du bon état écologique telle qu'inscrite dans la directive cadre indique que tous les stocks doivent avoir un niveau de mortalité par pêche permettant d'atteindre le RMD soit, pour les stocks évalués, $F \leq F_{MSY}$ ['tous verts'].

Deux alternatives peuvent être considérées : la première considère que l'atteinte du BEE nécessite que 50% des stocks aient une mortalité par pêche inférieure ou égale à F_{MSY} (50% de 'vert') et qu'aucun stock ne soit hors des limites de sécurité biologiques (tous les $F < F_{pa}$). La deuxième, que le CIEM considère plus lâche, envisage que la moyenne [sans pondération], pour tous les stocks, des ratios F / F_{MSY} soit inférieure ou égale à 1. La condition supplémentaire de n'avoir aucun stock en dehors des limites de sécurité (tous les ratios < 1.6) pourrait également s'appliquer à cette dernière alternative, afin de limiter les risques liés à la possible compensation entre les stocks propre à la notion de moyenne.

Cette agrégation s'effectue à l'échelle de la sous-région marine ; le BEE des eaux sous juridiction française est atteint lorsque le BEE est atteint à l'échelle de la sous-région.

Réserve : L'estimation de la valeur de la mortalité par pêche F_{MSY} est dépendante du diagramme d'exploitation du stock (proportion relative des différentes classes de tailles (ou d'âges) dans les captures) qui résulte de la sélectivité de chaque engin de pêche utilisé et de la contribution respective de chaque engin dans les prélèvements. Les gains en matière de production sont souvent beaucoup plus importants en modifiant le diagramme d'exploitation qu'en diminuant l'effort de pêche. Cette notion de diagramme d'exploitation n'apparaît pas explicitement⁸ dans la directive cadre alors que c'est un élément essentiel de la bonne gestion des ressources marines. Pourtant, tout changement de ce dernier implique une modification du point de référence F_{MSY} . La valeur de ce dernier ne doit donc pas être considérée comme figée.

Indicateur secondaire (3.1.2). Rapport entre captures et indice de biomasse

Cet indicateur est calculé pour les stocks des catégories 3 et 4.

a) méthode d'évaluation de l'état écologique

L'indice de biomasse provient d'une campagne scientifique (ou d'une combinaison de campagnes) rendant compte de l'ensemble du stock. A défaut de campagnes, un indice résultant de l'analyse de rendements commerciaux pourrait être envisagé.

Les captures à prendre en compte sont les captures internationales à l'échelle du stock.

⁸ Il faut cependant préciser qu'une modification du diagramme d'exploitation aura des conséquences (positives) sur les indicateurs de taille du critère 3.

Le ratio entre captures et indice de biomasse constitue une approximation de la mortalité par pêche et son évolution permet de rendre compte de la tendance en termes de pression de pêche. Il faut noter que cette interprétation n'est envisageable que si l'hypothèse de constance de la mortalité naturelle est vérifiée.

b) caractérisation du bon état écologique

La directive cadre indique que la valeur pour cet indicateur reflétant F_{MSY} doit être déterminée par avis scientifique après analyse des tendances historiques observées de l'indicateur, combinée à d'autres informations relatives aux performances historiques de la pêche.

Points de référence : La possibilité d'utiliser le point moyen de la série comme point de référence (ou en cas de série courte, la moyenne des trois premiers points) a été envisagée. Elle présente l'avantage de pouvoir procéder de la même façon que ce qui est proposé dans le cadre de l'indicateur primaire, en classifiant les stocks considérés en deux catégories :

'Vert' lorsque l'indice est estimé supérieur ou égal à la valeur du point de référence ;

'Rouge' si l'indice est estimé inférieur à la valeur de ce point de référence.

Cette possibilité est écartée d'une part à cause de son caractère arbitraire, et d'autre part parce qu'une moyenne (surtout sur une série relativement courte) change tous les ans. De surcroît, et surtout, se situer par rapport à la moyenne ne permet en rien de préjuger de l'atteinte du bon état écologique.

Analyse de tendance : Une alternative provisoire pourrait être basée sur les tendances, le bon état écologique pour chaque stock étant considéré atteint si l'indicateur est stable (en cas de période longue) ou diminue sur l'ensemble de la période.

Pour chaque stock, on code 0 si l'indicateur est stable, +1 s'il évolue dans le sens favorable (ici décroissant) et -1 dans le cas contraire.

Réserve : cette approche doit être considérée comme provisoire, en l'absence de points de référence pertinents. En effet, une tendance à la hausse de cet indice, lorsque l'exploitation est faible, n'est pas forcément incompatible avec le bon état écologique ; réciproquement la tendance peut être estimée à la baisse sans pour autant que le bon état écologique soit atteint.

c) agrégation

Comme précédemment, la directive cadre laisse entendre que le bon état écologique devrait être atteint pour tous les stocks. Si l'on considère l'analyse de tendance comme base d'analyse, le bon état écologique pour l'ensemble des stocks concernés (et pour cet indicateur) pourrait être considéré à terme comme atteint si pour tous les stocks le score est positif ou nul.

De manière provisoire, les conditions nécessaires à l'atteinte du BEE pourrait être envisagées si le score est positif ou nul pour une partie (50%?) des stocks, ou si la somme des scores est positive ou nulle.

A l'échelle de chaque sous-région marine, un tableau sera construit pour les stocks considérés dans l'analyse présentant l'ensemble de ces indicateurs et leur classification par rapport aux points de références établis ou proposés.

Critère 3.2. Capacité de reproduction du stock

Ce critère doit être estimé pour chaque espèce/stock considéré.

Selon la nature des informations disponibles et selon l'état du diagnostic sur le stock considéré l'indicateur de capacité de reproduction du stock peut être de deux formes :

Indicateur principal (3.2.1). Biomasse du stock reproducteur [SSB]

Cet indicateur est calculé pour les stocks des catégories 1 et 2.

a) méthode d'évaluation de l'état écologique

La quantité de reproducteurs (en poids) mesure la capacité d'un stock à se reproduire. Même s'il n'y a pas toujours de relation de proportionnalité directe entre le nombre de reproducteurs et le nombre de recrues (petits poissons arrivant dans le stock), il est établi qu'en dessous d'un certain seuil de biomasse de reproducteurs, les risques d'effondrement du recrutement (et donc de non-renouvellement du stock) sont élevés.

La biomasse féconde est estimée directement lorsque le diagnostic effectué sur le stock utilise un modèle quantitatif qu'il soit analytique (structuré en âges (ou en tailles)) ou global (basé sur l'évolution de la biomasse totale en fonction des captures).

b) caractérisation du bon état écologique

La directive cadre indique que la valeur de référence reflétant la pleine capacité de reproduction est B_{MSY} , c'est à dire la biomasse de géniteurs que pourrait atteindre le stock s'il est exploité (durablement) à F_{MSY} , toutes choses étant égales par ailleurs (et notamment les conditions environnementales).

Pour sa part, le CIEM considère que, pour éviter une réduction de la capacité reproductrice (et donc limiter les risques d'effondrements), il faut que la biomasse d'un stock soit maintenue au-dessus du seuil dit de précaution B_{pa} . Ce seuil définit ainsi les limites biologiques de sécurité du stock.

De plus, le CIEM indique que la référence à la biomasse que pourrait atteindre le stock s'il est exploité au RMD (B_{MSY}) doit être considérée avec prudence. En effet, la valeur B_{MSY} , correspondant à la biomasse susceptible d'être atteinte à F_{MSY} , estimée aujourd'hui par projections, est théorique compte tenu de la variabilité environnementale naturelle et des interactions entre les espèces.

C'est pourquoi, dans son approche pour le RMD, le CIEM ne s'appuie pas sur une estimation de B_{MSY} , mais a défini un concept 'intermédiaire' le $MSY-B_{trigger}$, qui est un seuil au-dessous duquel le stock est considéré comme hors de la fourchette de biomasses associées au MSY et nécessite des mesures de gestion appropriée.

C'est la valeur de ce seuil $MSY-B_{trigger}$ qui est choisi ici comme point de référence permettant de juger de l'atteinte (pour la biomasse féconde) du bon état écologique.

En l'absence de définition de $MSY-B_{trigger}$, le point de référence utilisé sera B_{pa} , comme l'indique la directive cadre.

Il est suggéré, dans un premier temps, de classer les stocks considérés en deux catégories :

'Vert' lorsque la biomasse reproductrice est estimée supérieure ou égale à la valeur du $MSY-B_{trigger}$ (ou B_{pa}) ;

'Rouge' si la biomasse reproductrice est estimée inférieure à $MSY-B_{trigger}$ (ou B_{pa}).

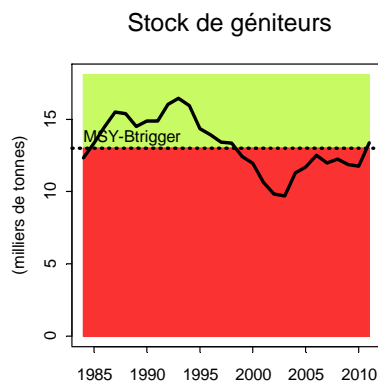


Figure 3. Illustration de l'évolution de l'indicateur biomasse féconde au regard du point de référence $MSY-B_{trigger}$.

c) agrégation

La stricte définition du bon état écologique telle qu'inscrite dans la directive cadre indique que tous les stocks doivent avoir un niveau de biomasse reproductrice supérieur ou égal au seuil de référence ($B_{ref} = MSY-B_{trigger}$ ou à défaut, B_{pa}) [tous 'verts '].

Comme pour l'indicateur de mortalité par pêche une alternative pourrait être de considérer que le BEE est atteint si la moitié des stocks ont une biomasse reproductrice supérieure ou égale à B_{ref} (50% de 'vert'), ou si la moyenne [sans pondération], pour tous les stocks, des ratios B/B_{ref} est supérieure ou égale à 1. Avec, dans chaque cas, la condition supplémentaire qu'aucun ratio ne soit inférieur à 0.6 (1/1.6).

Indicateur secondaire (3.2.1). Indice de biomasse féconde

Cet indicateur est calculé pour les stocks des catégories 3 et 4.

a) méthode d'évaluation de l'état écologique

L'indice de biomasse pour la fraction de la population qui a atteint la maturité sexuelle provient d'une campagne scientifique (ou d'une combinaison de campagnes) rendant compte de l'ensemble du stock. A défaut de campagnes, un indice résultant de l'analyse de rendements commerciaux pourrait être envisagé.

b) caractérisation du bon état écologique

La directive cadre indique que cet indice peut être utilisé lorsqu'il peut être déterminé par avis scientifique, grâce à une analyse détaillée des tendances historiques de l'indicateur combinée à d'autres informations relatives aux performances historiques de la pêcherie, qu'il existe une forte probabilité que le stock puisse se reconstituer dans les conditions d'exploitation actuelle.

Commentaire : La directive cadre considère que, dans ce cas, le bon état écologique est celui permettant la reconstitution du stock, ce qui correspond à la définition de l'approche de précaution et la référence au seuil B_{pa} , ce qui semble un objectif différent de celui requis pour l'indicateur principal.

Point de référence : Comme pour l'indicateur secondaire de mortalité par pêche, il n'est pas proposé de point de référence.

Analyse de tendance : Une alternative provisoire pourrait être basée sur les tendances, le bon état écologique pour chaque stock étant considéré atteint si l'indicateur est stable (en cas de période longue) ou augmente sur l'ensemble de la période.

Pour chaque stock, on code 0 si l'indicateur est stable, +1 s'il évolue dans le sens favorable (ici croissant) et -1 dans le cas contraire.

Réserve : cette approche doit être considérée comme provisoire, en l'absence de points de référence pertinents. En effet, une tendance à la baisse de cet indice, lorsque la biomasse est élevée, n'est pas forcément incompatible avec le bon état écologique ; réciproquement la tendance peut être estimée à la hausse sans pour autant que le bon état écologique soit atteint.

c) agrégation

Comme précédemment, la directive cadre laisse entendre que le bon état écologique devrait être atteint pour tous les stocks. Si l'on considère l'analyse de tendance comme base d'analyse, le bon état écologique pour l'ensemble des stocks concernés (et pour cet indicateur) pourrait être considéré à terme comme atteint si pour tous les stocks le score est positif ou nul.

De manière provisoire, les conditions nécessaires à l'atteinte du BEE pourraient être envisagées si le score est positif ou nul pour une partie (50% ?) des stocks, ou si la somme des scores est positive ou nulle.

Comme pour la pression de pêche, un tableau sera construit, à l'échelle de chaque sous-région marine, pour les stocks considérés dans l'analyse présentant l'ensemble de ces indicateurs et leur classification par rapport aux points de références établis ou proposés.

Réserve : Envisager qu'une bonne gestion écologique conduira tous les stocks à leur ' B_{MSY} ' estimé sur une base monospécifique et toutes choses étant égales par ailleurs, est illusoire compte tenu des interactions trophiques (disponibilité en nutriments limités, relations prédateurs-proies déterminantes...).

Critère 3.3. Age de la population et répartition par taille

Ce critère doit être examiné dans un premier temps pour chaque espèce/stock considéré à partir d'informations recueillies lors de campagnes scientifiques puisqu'il se rapporte à la population et non aux seules captures commerciales.

Indicateurs principaux

(3.3.1). Proportion de poissons plus grands que la taille moyenne de première maturation sexuelle

a) méthode d'évaluation de l'état écologique

Les campagnes scientifiques apportent pour la plupart des espèces/stocks des informations sur les structures en taille des populations (telles qu'estimées à partir de l'outil d'échantillonnage).

Pour certaines espèces, la séparation entre poissons immatures et poissons matures est effectuée lors de l'échantillonnage. L'indicateur est dans ce cas directement disponible.

Pour d'autres, les structures en taille doivent être confrontées aux paramètres de maturité (L_{50} : longueur à laquelle 50% des individus sont matures) disponibles par ailleurs pour ce stock (données de l'année précédente, de la bibliographie), en supposant que ces paramètres soient restés inchangés. Cette hypothèse est raisonnable sur une période assez courte. En l'absence d'information sur la maturité d'un stock, l'extrapolation des paramètres de maturité d'un stock à l'autre (d'une sous-région marine à une autre) doit être envisagée avec prudence.

Pour chaque sous-région marine, il sera fait un bilan de la disponibilité des informations concernant la maturité des espèces prises en considération.

L'indicateur sera, pour chaque stock considéré, exprimé en pourcentage calculé sur les biomasses, afin, en donnant plus de poids aux individus les plus âgés, de limiter le bruit lié à des variations du recrutement.

b) caractérisation du bon état écologique

Point de référence : pas de point de référence défini.

Analyse de tendance : Une alternative provisoire pourrait être basée sur les tendances, le bon état écologique pour chaque stock étant considéré atteint si l'indicateur est stable ou augmente sur l'ensemble de la période.

Pour chaque stock, on code 0 si l'indicateur est stable, +1 s'il évolue dans le sens favorable (ici croissant) et -1 dans le cas contraire.

c) agrégation

Comme précédemment, si l'on considère l'analyse de tendance comme base d'analyse, le bon état écologique pour l'ensemble des stocks concernés (et pour cet indicateur) pourrait être considéré à terme comme atteint si pour tous les stocks le score est positif ou nul. De manière provisoire, le critère d'atteinte du BEE pourrait être satisfait si le score est positif ou nul pour une partie (50% ? 80%) des stocks, ou si la somme des scores est positive ou nulle.

(3.3.2). Taille maximale moyenne pour l'ensemble des espèces

Cet indicateur est estimé dans le cadre de la DCF (MMLI : Mean maximum length indicator). Cependant, il rend davantage compte d'une éventuelle modification de la composition spécifique que d'une possible variation des tailles maximales pour chaque espèce due à la pêche. En conséquence, **cet indicateur est considéré non pertinent pour ce descripteur 3 et doit être considéré dans le D1 ou le D4. Le groupe d'expert WKMSFD du CIEM partage cette analyse (ICES, 2011b).**

(3.3.3). Quantile 95% de la répartition par taille des poissons

a) méthode d'évaluation de l'état écologique

Les campagnes scientifiques apportent pour la plupart des espèces/stocks des informations sur les structures en taille des populations (telles qu'estimées à partir de l'outil d'échantillonnage). Si plusieurs campagnes sont disponibles sur une même sous-région marine, il faut utiliser celle qui, pour un stock donné, échantillonne le mieux les grands individus.

Cet indicateur est facilement calculable pour tous les stocks pour lesquels une structure en taille de la population est disponible.

b) caractérisation du bon état écologique

Point de référence : pas de point de référence défini.

Analyse de tendance : Une alternative provisoire pourrait être basée sur les tendances, le bon état écologique pour chaque stock étant considéré atteint si l'indicateur est stable ou augmente sur l'ensemble de la période. Pour chaque stock, on code 0 si l'indicateur est stable, +1 s'il évolue dans le sens favorable (ici croissant) et -1 dans le cas contraire.

c) agrégation

Comme précédemment, si l'on considère l'analyse de tendance comme base d'analyse, le bon état écologique pour l'ensemble des stocks concernés (et pour cet indicateur) pourrait être considéré à terme comme atteint si pour tous les stocks le score est positif ou nul. De manière provisoire, le critère d'atteinte du BEE pourrait être satisfait si le score est positif ou nul pour une partie (50% ?, 80% ?) des stocks, ou si la somme des scores est positive ou nulle.

Indicateur secondaire

(3.3.4). Taille de première maturation sexuelle

La directive cadre précise que cet indicateur est de nature à refléter l'ampleur des effets génétiques indésirables de l'exploitation.

a) méthode d'évaluation de l'état écologique

Cet indicateur est estimé dans le cadre de la DCF (PMRNI : probabilistic maturation reaction norm indicator).

Cependant, la détermination du bon état écologique relatif à cet indicateur ne sera pas immédiate. En effet, le nombre de stocks pour lesquels les données de maturité sexuelle ont été observées sur une longue série sont rares (le PMRNI est calculé depuis 2008 seulement). Or la mise en évidence d'une évolution de la taille à maturité sexuelle ne peut résulter que d'une analyse d'une série longue. Par ailleurs, il faut rappeler que les causes d'une éventuelle évolution de la taille de première maturation sexuelle ne sont pas forcément imputables uniquement aux effets indésirables de l'exploitation et l'interprétation de ces éventuelles évolutions sera délicate.

Remarque générale : Le statut des indicateurs dits secondaires est peu clair. Pour les critères 1 et 2 (mortalité et biomasse) il est clairement explicité par la directive que les indicateurs 3.1.2. et 3.2.2. ne sont calculés qu'en cas d'indisponibilité des données permettant d'estimer les indicateurs principaux correspondants. Ce n'est pas le cas pour l'indicateur 3.3.4. qui est dit secondaire mais n'est pas présenté comme une alternative.

Discussion

En plus des réserves exprimées au fil du texte, il est nécessaire de revenir sur quelques points importants.

La directive cadre définit le premier critère du Bon Etat Ecologique par la mortalité par pêche qui est une variable de pression, alors que des variables d'état auraient été pertinentes. Ce choix tend à laisser à la pêche la seule responsabilité de l'état des ressources halieutiques. Outre le fait que cette activité n'est pas la seule pression anthropique sur le milieu marin, les ressources peuvent également subir des fluctuations d'abondance naturelle (prédation, etc). Cependant il est clair que la mortalité par pêche est la seule variable qui peut être contrôlée (facilement ?) par la gestion des pêches ; cette dernière ne peut contrôler la biomasse, seulement l'influencer à travers la mortalité par pêche. Enfin, la pêche étant souvent la principale pression anthropique pour la plupart des stocks de poissons marins (à l'exclusion des espèces amphibiotes pour lesquelles les pressions sur les habitats estuariens et dulçaquicoles peuvent avoir un impact important), il est cohérent, au moins dans un premier temps, de juger du bon état des stocks à travers des niveaux de pressions qui sont estimées soutenables.

La question des points de référence pour les indicateurs autres que ceux utilisant les estimations d'évaluation quantitative est fondamentale. En l'absence de définition scientifiquement pertinente, il est possible de considérer qu'un indice qui s'améliore témoigne d'une situation meilleure que si l'indice se détériore. Se situer par rapport à la moyenne de la série permettrait d'émettre ce 'jugement' mais pourrait laisser croire que cette moyenne est une valeur de référence pertinente pour déterminer le bon état écologique. Or, être au dessus de la moyenne lorsque les indices sont très faibles ne préjuge en rien de l'atteinte du bon état écologique. De même un indice inférieur à la moyenne, si le stock est en très bonne santé, ne signifie pas que le bon état écologique est remis en cause.

C'est pourquoi le recours à une analyse de tendance semble, aujourd'hui, plus pertinent, même si l'interprétation d'une tendance doit être, également, prudente. En effet la correspondance entre tendance et situation par rapport au bon état écologique n'est pas immédiate, et comme précédemment, de mauvaises interprétations sont possibles. L'analyse qui est proposée ici doit donc être considérée comme provisoire.

Enfin, et surtout, les points de référence lorsqu'ils sont estimés, ne doivent pas être considérés comme des références intangibles. Toute modification des écosystèmes, et notamment les relations prédateurs-proies, doit conduire à un ré-examen complet de l'ensemble des points de référence comme le montrent les extraits du rapport du groupe de travail du CIEM consacré aux méthodes d'évaluations multi-spécifiques (CIEM, 2008) :

La valeur absolue des prises (mais aussi de la biomasse) estimée à F_{msy} à partir de modèles mono-spécifiques n'est en général pas réaliste, dans la mesure où ces quantités 'prédites' seront érodées par la prédation et par une croissance individuelle des poissons inférieure du fait de la densité dépendance.

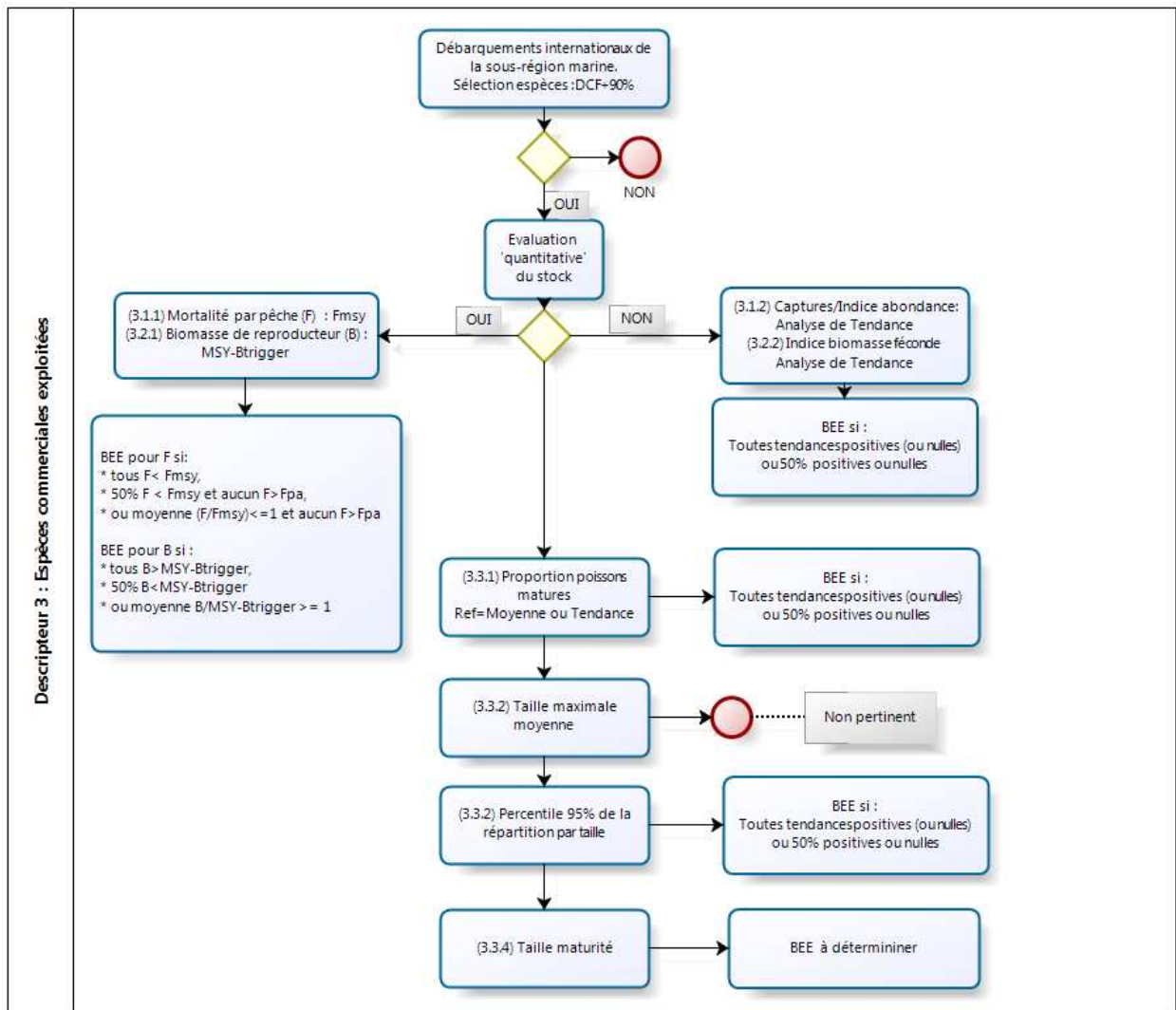
Les modèles multi-spécifiques [lorsqu'ils ont pu être utilisés] indiquent que le RMD est atteint à des niveaux de mortalités par pêche différents de ceux estimés par des approches mono-spécifiques. En effet, les points de référence et la dynamique des stocks (considérés stock par stock) sont affectés par les interactions biologiques entre les espèces.

Il n'est pas possible d'atteindre simultanément, pour toutes les espèces, les valeurs de RMD prédites par des modèles mono-spécifiques. En effet, atteindre B_{msy} pour un stock implique une diminution de certains autres stocks qui sont des proies ou des compétiteurs.

Les points de référence des espèces dites fourrages ne peuvent être définis sans prendre en compte les changements de biomasse de leurs prédateurs... et réciproquement.

Les analyses globales réalisées suggèrent qu'une maximisation de la quantité totale prélevée nécessite, en général, la déplétion des prédateurs supérieurs, ce qui semble peu compatible avec le maintien de la biodiversité et avec une optimisation économique puisque les prédateurs ont, en général, une valeur supérieure à celle de leurs proies.

Résumé graphique



3) Travaux futurs à envisager

- poursuivre la participation aux discussions internationales prévues dans le cadre du CIEM ou du CSTEP,
- valider/harmoniser au niveau international les critères de sélection des stocks,
- s'assurer de la disponibilité des indices de campagne utiles pour l'estimation des indicateurs 'qualitatifs'. Notamment, prévoir le calcul d'indice de biomasse féconde,
- estimer des points de référence pour les indicateurs 'qualitatifs', notamment ceux du critère 3, rendre compte le mieux possible des incertitudes des divers indicateurs, et notamment ceux issus des campagnes scientifiques, déterminer la marche à suivre pour des stocks de la catégorie '5', inclus dans la liste définie par les critères de sélection à partir des débarquements et pour lesquels il n'existe pas d'informations issues des campagnes (ou informations inutilisables), estimer les ordres de grandeur des différentes sources de pression contribuant à la mortalité totale, tenter de prendre en compte les différences dans les diagrammes d'exploitation des différentes flottilles (engins) et envisager la création d'un nouvel indicateur permettant de juger de l'amélioration des modalités d'exploitation, envisager la création d'un indicateur combiné rendant compte de l'atteinte du bon état écologique à l'échelle du descripteur (ce qui nécessite soit une hiérarchisation des critères, soit une pondération qui reste à définir), ou s'en tenir à la règle du 'one out – all out'.

Bibliographie

Biseau, A. et B. Mesnil. 2007. Etude sur les modalités et les conséquences de la mise en œuvre d'une gestion des pêches maritimes françaises au niveau du rendement maximal soutenable. Rapport Ifremer/DPMA n°16140/2006. 59p.

Biseau, A. [ed.] 2011a. Situation en 2011 des ressources exploitées par les flottilles françaises. Ifremer/RBE/2011/01. 68p.

CIEM. 2008. Report of the Working Group on Multispecies Assessment Methods (WGSAM), 6–10 October 2008, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2008/RMC:06. 113 pp

CIEM. 2009. Report of the Working Group on Multispecies Assessment Methods (WGSAM), 5-9 October 2009, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2009/RMC:10. 117 pp

CIEM. 2010. Report of the Working Group on Multispecies Assessment Methods (WGSAM), 4-8 October 2010, San Sebastian, Spain. ICES CM 2010/SSGSUE :05. 95 pp

CIEM. 2011a. Report of the Workshop on Implementing the ICES Fmsy Framework (WKFRAME-2), 10-14 January 2011, ICES, Denmark. ICES CM 2011/ACOM:33. 110 pp.

CIEM, 2011b. Report of the Workshop on Marine Strategy Framework Directive 1-Descriptor 3+ 'WKMSFD1 D3), 4-8 July 2011, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2011/ACOM:58. 44 pp

CIEM, 2011c. Report of the ICES Advisory Committee 2011. ICES Advice, 2011. Book 1: Introduction, Overviews and Special Requests.

Gascuel, D., P. Accasdia, F. Bastardie, R. Döring, L. Goti, C. Macher, G. Merino, K. Soma, J.-N. Druon, S. Guénette, S. Mackinson, S. Mehanna, G. Piet, M. Travers-Trolet. Report of the Working Group for the Development of the Ecosystem Approach to Fisheries Management (EAFM) in European seas. Rennes France, 6-10 September 2010, STECF-SGMOS-10-03. 168pp

Piet, G.J., A.J. Albella, E. Aro, H. Farrugio, J. Leonart, C. Lordan, B. Mesnil, G. Petrakis, C. Pusch, G. Radu, H.j. Rätz. 2010. Marine Strategy Framework Directive – Task Group 3 Report Commercially exploited fish and shellfish. JRC Scientific and Technical Report (EUR 24316). 82pp

Tableau 1. Espèces à prendre en compte pour l'estimation du BEE du descripteur D3 pour le golfe du Lion, selon les seuils de 90, 95 ou 99 % des débarquements, les années prises en considération dans les débarquements moyens et la liste des espèces dont la surveillance est prévue dans la DCF. Les blancs indiquent que l'espèce n'est retenue pour aucun seuil de débarquement cumulé pour la gamme d'années considérée.

Espèce	1989-2008	1994-2008	1999-2008	2004-2008	2005-2008	2006-2008	Débarquements moyens 1989-2008	Contribution cumulée débarquements 1989-2006	Espèces DCF
Sardina pilchardus	90	90	90	90	90	90	14597	0.37	Oui
Engraulis encrasicolus	90	90	90	90	90	90	5054	0.5	Oui
Osteichthyes	90	90	90	90	90	90	2143	0.56	
Merluccius merluccius	90	90	90	90	90	90	2090	0.61	Oui
Scomber scombrus	90	90	90	90	90	90	1246	0.64	Oui
Mugilidae	90	90	90	90	90	90	1031	0.67	Non
Octopus vulgaris	90	90	90	90	90	90	937	0.69	Oui
Anguilla anguilla	90	95	99	99			925	0.71	Oui
Trisopterus minutus	90	90	90	90	90	90	864	0.74	Non
Trachurus spp	90	90	90	90	90	95	678	0.75	
Trachurus trachurus	90	90	90	90	90	90	524	0.77	Oui
Conger conger	90	90	90	90	90	90	504	0.78	Non
Crassostrea gigas	95	99					456	0.79	Non
Mytilus galloprovincialis	90	90					446	0.8	Non
Boops boops	90	95	95	95	95	95	417	0.81	Non
Dicentrarchus labrax	90	90	90	90	90	90	394	0.82	Oui
Octopodidae	90	90	90	90	90	90	391	0.83	
Solea solea	90	95	95	95	95	95	387	0.84	Oui
Loligo spp	90	95	95	95	95	95	370	0.85	L. vulgaris
Mullus spp	90	90	90	95	95	90	332	0.86	Oui
Sparus aurata	95	90	90	90	90	90	320	0.87	Oui
Lophius spp	90	90	90	90	90	90	281	0.88	Oui (L. piscatorius et L. budagassa)
Aspitrigla cuculus	90	90	95	90	90	90	273	0.88	Non
Micromesistius poutassou	95	95	95	90	90	95	241	0.89	Non
Pagellus erythrinus	95	95	95	95	95	95	214	0.89	Oui
Bivalvia	95	90	90	90	90	90	199	0.9	
Scombridae	99						196	0.9	
Sepia officinalis	95	95	95	95	99	99	192	0.91	Oui
Triglidae	95	95	95	95	99	99	186	0.91	Non
Paracentrotus lividus	95	95	95	99	99	99	180	0.92	Non
Perciformes	95	99	99	99	99		171	0.92	
Rajiformes	95	99	99	99	99	99	170	0.93	
Atherinidae	95	99	99	99	99		168	0.93	
Microcosmus sulcatus	99	99	99	99			131	0.94	Non
Veneridae	99						127	0.94	
Ruditapes decussatus	99	99					107	0.94	Non
Diplodus spp	95	95	99	99	99	99	107	0.95	Non
Scorpaenidae	99	99	99	99			102	0.95	Non
Gadiformes	99	99					98	0.95	
Pagellus acarne	95	95	95	95	95	95	95	0.95	Non
Murex spp	99	99	99	95	99	99	91	0.96	Non

Spicara spp	99						91	0.96	Oui (S. smaris)
Ostrea edulis	99						88	0.96	Non
Lepidorhombus whiffiagonis	95	95	95	99	99	99	77	0.97	Non
Psetta maxima	99	99					67	0.97	Non
Sepiidae, Sepiolidae	99	99	99	99	99	99	65	0.97	
Loliginidae, Ommastrephidae	99	99	99	95	95	90	62	0.97	
Crustacea	99						59	0.97	
Mullus surmuletus	99	99	99	99	95	95	54	0.97	Oui
Sarpa salpa	99	99	99	99	99	99	52	0.98	Non
Phycis blennoides	99	99	99	99	99		47	0.98	Non
Illex coindetii	99	99	99	99	99	99	39	0.98	Oui
Raja spp	99	99	99	99	99	99	39	0.98	Non
Chelidonichthys lucerna	99	99	99	99	99	99	38	0.98	Non
Parapenaeus longirostris	99	99	99				35	0.98	Oui
Nephrops norvegicus	99	99	99	99	99	99	35	0.98	Oui
Todarodes sagittatus	99	99	99				32	0.98	Oui
Lithognathus mormyrus	99	99	99	99	99	99	31	0.98	Non
Sparidae		99					31	0.99	
Scyliorhinus canicula	99	99	99	99	99	99	30	0.99	Oui (comme requins)
Gastropoda	99	99	99	99	99	99	26	0.99	
Pleuronectiformes	99	99	99	99	99	99	22	0.99	
Lepidopus caudatus	99	99	99	99			22	0.99	Non
Scophthalmus rhombus	99	99	99	99	99	99	21	0.99	Non
Cephalopoda	99	99	99	99	99		20	0.99	
Scomber japonicus	99	99	99	99	99	99	19	0.99	Oui
Pagellus bogaraveo	99	99	99				19	0.99	Non
Diplodus sargus		99	99	99	99	99	19	0.99	Non
Squilla mantis	99	99	99	99	99	99	15	0.99	Non
Zeus faber	99						14	0.99	Non
Mullus barbatus				99			12	0.99	Oui
Scyliorhinus spp						99	12	0.99	Oui (comme requins)
Aristeus antennatus	99	99	99	99	99	99	12	1	Oui
Pagellus spp		99	99				7	1	Non
Raja clavata			99				6	1	Non
Natantia						99	4	1	

Tableau 2. Golfe de Gascogne, espèces à prendre en compte dans le BEE descripteur D3 selon le seuil de 90, 95 ou 99 % des débarquements, les années prises en considération dans les débarquements moyens et la liste des espèces dont la surveillance est prévue dans la DCF. Les blancs indiquent que l'espèce n'est retenue pour aucun seuil de débarquement cumulé pour la gamme d'années considérée.

Espèce	1989 2008	1994 2008	1999 2008	2004 2008	2005 2008	2006 2008	Débarquements moyens 1989- 2008	Contribution cumulée débarquements 1989-2006	DCF
Thunnus alalunga	90	90	90	90	90	90	2177	0.66	Non
Beryx spp		99	99	99			31	0.99	Oui
Alosa alosa		99					35	0.99	Non
Lophius piscatorius				99	99	99	24	0.99	Oui (Comme L piscatorius et L budegassa)
Lophiidae	90	90	90	90	90	95	530	0.88	Oui (Comme L piscatorius et L budegassa)
Thunnus thynnus	90	90	90	90	90	90	763	0.83	Non
Sarda sarda	99	99	99	99	99	99	38	0.99	Non
Gadus morhua	99	99	99	99			103	0.97	Non
Clupea harengus	90	90	90	95	99	99	668	0.85	Non
Trachurus trachurus	90	90	90	90	90	90	17022	0.11	Oui
Scomber scombrus	90	90	90	90	90	90	6790	0.43	Oui
Brama brama	99			99	99	99	41	0.99	Non
Scomberomorus maculatus	90	90	90	90			782	0.83	Oui
Labrus bergylta	99	99	99	99	99	99	126	0.96	Non
Venerupis rhomboides	99	99	99	99	99	99	76	0.98	Non
Pollicipes pollicipes					99	99	18	1	Non
Thunnus obesus	99	99	99	99	99	99	46	0.99	Non
Aphanopus carbo			99				26	0.99	Oui
Spondyliosoma cantharus	90	90	90	90	90	90	656	0.85	Oui (comme sparidae)
Helicolenus dactylopterus		99	99	99	99	99	37	0.99	Oui
Galeus melastomus	99	99	99	99	99	99	73	0.98	Non
Pagellus bogaraveo	99	99	99	99	99	99	80	0.98	Oui (comme sparidae)
Molva dypterygia	99	99		99	99	99	37	0.99	Non
Mytilus edulis	99	99	99	99	99	99	87	0.98	Non
Prionace glauca	99	95	95	95	95	95	183	0.95	Non
Micromesistius poutassou	90	90	90	90	90	90	534	0.88	Non
Caproidae	90	90	95	95	95	90	439	0.89	Non
Boops boops	99	99	99	99	99	99	62	0.98	Non
Scophthalmus rhombus	99	99	99	99	99	99	123	0.97	Oui
Illex coindetii	95	95					238	0.94	Non
Phaeophyceae	90						900	0.8	
Ruditapes spp	90	95	90	90	90	90	416	0.9	Non
Chondrichthyes	95	90	95				370	0.91	Non
Scyliorhinidae	95	95	95	95	95	95	219	0.94	Non
Scyliorhinus spp	99	99	99	99	99	99	97	0.97	Non
Scomber japonicus	95	90	90	90	90	90	391	0.91	Oui (comme S. japonicus = S. colias)

Bivalvia	99	99					147	0.96	Non
Clupeoidei	90	90	90	99	99	99	481	0.89	
Serranus cabrilla	95	95	99	99	99	95	196	0.95	Non
Sepia officinalis	95	95	95	95	95	95	279	0.93	Oui
Cerastoderma edule	90	95	95	95	95	90	562	0.87	Non
Palaemon serratus	95	95	95	99	99	99	289	0.93	Non
Crangon crangon	99	99	99	99	99	99	160	0.96	Non
Solea solea	90	90	90	90	90	90	4420	0.56	Oui
Loligo spp	95	95	95	95	95	95	241	0.94	Oui (comme loligo vulgaris)
Galatheidae	99	99	99	99	99	99	87	0.98	Non
Raja naevus	90	90	90	90	90	90	960	0.79	Oui
Crassostrea spp				99	99	99	18	1	Non
Sepiidae, Sepiolidae	90	90	90	90	90	90	4485	0.53	
Parapenaeus longirostris		99	99	99	99		36	0.99	Non
Palaemon longirostris	99	99					67	0.98	Non
Perciformes	90	99	99	99	99	99	598	0.86	
Dentex spp	99						121	0.97	Non
Squalidae	99	99	99				45	0.99	Oui(S acanthias et C coelolepis)
Cancer pagurus	90	90	90	90	90	90	1947	0.7	Oui
Engraulis encrasicolus	90	90	90	90	90	90	10580	0.33	Oui
Conger conger	90	90	90	90	90	90	3260	0.63	Oui
Anguilla anguilla	99	99	99	99	99	99	64	0.98	Oui
Ostrea edulis				99	99	99	28	0.99	Non
Todarodes sagittatus	99	99	99				41	0.99	Non
Merluccius merluccius	90	90	90	90	90	90	12932	0.19	Oui
Homarus gammarus	99	99	99	99	99	99	59	0.99	Oui
Sardina pilchardus	90	90	90	90	90	90	10951	0.26	Oui
Pleuronectes platessa	95	95	99	99	99	99	248	0.93	Oui
Dicentrarchus labrax	90	90	90	90	90	90	1994	0.69	Oui
Osmerus eperlanus	99	99	99	99	99	99	64	0.98	Non
Osteichthyes	90	90	90	90	90	99	1831	0.72	
Pleuronectiformes	95	99	99		99	99	246	0.93	Non
Phycis spp	99	99	99		99	99	40	0.99	Non
Gadiformes	90	90	90	99	99	99	3377	0.61	
Belone belone	99	99	99	99			59	0.99	Non
Gelidium corneum	95	95					342	0.92	Non
Sparus aurata	99	99	99	95	95	95	183	0.95	Oui (comme sparidae)
Pecten maximus	95	95	95	90	90	90	214	0.95	Non
Argentina silus	99	99	99	99	99	99	74	0.98	Oui (comme Argentina spp.)
Phycis blennoides	99	99	99	99	99	99	119	0.97	Oui
Trachinus draco	99	99	99	99	99	99	130	0.96	Non
Carcinus maenas	99	99	95	99	95	95	160	0.96	Non
Eutrigla gurnardus	99	99	99	99	99	99	43	0.99	Non
Ruditapes decussatus	99	99	95	95	95	95	99	0.97	Non
Osteichthyes	90	90	95	95	95	95	702	0.84	
Haemulidae(=Pomadasyidae)	99						70	0.98	Non
Trigla spp	99	99					50	0.99	Non
Triglidae	99	99	95	95	95	99	167	0.96	Non
Melanogrammus aeglefinus	99	99	99	99			73	0.98	Non

Loliginidae	90	90	90	90	90	90	1515	0.73	
Trachurus spp	90	90	90	90	90	90	1836	0.71	comme T trachurus et T mediterraneus
Ruditapes philippinarum	99	99	99				74	0.98	Non
Zeus faber	95	95	95	95	95	95	203	0.95	oui
Centrophorus squamosus	99	99	99				87	0.98	Oui
Microstomus kitt	99	99	99	99	99	99	59	0.99	Oui
Scombridae	99	99	95				163	0.96	Oui (comme S scombrus et S. colias)
Macruidae	95						351	0.92	Non
Brachyura	99						49	0.99	Non
Crustacea	95	95	99				368	0.91	Non
Osteichthyes	90	90	90	90	90	90	1311	0.75	
Argyrosomus regius	95	90	90	90	90	90	410	0.9	Oui
Trachurus mediterraneus	90	90	90	90	90	95	1097	0.77	Oui
Lepidorhombus spp	90	90	90	90	90	90	1032	0.78	comme L whiffiagonis
Lophius spp	90	90	90	90	90	90	4815	0.51	Comme L piscatorius et L budegassa
Mugilidae	90	90	90	90	90	90	597	0.86	Non
Mytilus spp	95	95	95	95	95	95	346	0.92	Non
Natantia	99	99	99				69	0.98	Non
Mercenaria mercenaria	99						69	0.98	Non
Illex illecebrosus	95	95	95	95	95	95	347	0.92	Non
Nephrops norvegicus	90	90	90	90	90	90	3804	0.59	Oui
Octopodidae	95	95	95	95	99	99	407	0.9	Oui(comme octopus vulgaris)
Spisula ovalis	90						554	0.87	Non
Osteichthyes	90	95	99			99	514	0.88	
Perciformes	90	99					573	0.87	
Squalus acanthias	99	99	99	99	99	99	120	0.97	Oui, comme Squalus acanthias
Pollachius pollachius	90	90	90	90	90	90	1377	0.74	oui
Lamna nasus	99	99	99	99	99		110	0.97	Non (suiv nécessaire)
Sparidae	99						101	0.97	Oui
Portunus spp	99	99					114	0.97	Non
Trisopterus luscus	90	90	90	90	90	90	3107	0.65	Oui
Aequipecten opercularis			99	99	99	99	30	0.99	Non
Raja spp	90	90	90	90	90	90	891	0.81	Oui
Rajidae	99	99	95	95	90	90	125	0.97	Oui (comme raies et squalidae)
Rajiformes	95	95	95	95	95	95	341	0.93	Oui (comme autres raies)
Aspitrigla cuculus	99	99	99	99	99	99	164	0.96	Non
Mullus barbatus	90	90	90	90	90	90	818	0.82	Oui
Rhodophyceae	90	90					907	0.8	
Anguilla spp	99	99	99	99	99	99	179	0.95	Oui
Coryphaenoides rupestris		99					32	0.99	Oui
Pollachius virens	99	99	99				61	0.98	Oui
Sarpa salpa					99	99	14	1	Oui (comme

									sparidae)
Solea lascaris	99	99	99	99	99	99	122	0.97	Non
Lithognathus mormyrus	99	99	99	99	99	99	57	0.99	Non
Ammodytes spp	99	99	99	99	99	99	89	0.97	Non
Raja circularis	99	99	99	99	99	99	63	0.98	Oui (=Leucoraja circularis, comme autres raies)
Sardinella spp	95	95	95				404	0.91	non
Scomber spp	90	90	90	90	90	90	10185	0.39	
Scorpaenidae	99	99	99				155	0.96	Non
Mytilidae	95						215	0.94	Non
Algae	90	90	90	90	90	90	482	0.89	Non
Solea senegalensis			99	99	99	99	32	0.99	Non
Lepidopus caudatus				99			28	0.99	Non
Atherinidae	99	99	99	95	95	95	140	0.96	Non
Trachichthyidae	90	95					416	0.9	Non
Scyliorhinus canicula	90	90	90	90	90	90	814	0.82	Non
Mustelus spp	95	95	95	90	95	90	238	0.94	Non
Maja squinado	90	90	90	90	90	90	879	0.81	Non
Beryx splendens	99	99	99	99	99	99	116	0.97	Oui (comme Beryx spp.)
Raja montagui	99	99	99	99	99	99	161	0.96	Oui
Dicentrarchus punctatus	99	99	99	99	99	99	55	0.99	Non
	95	99	99	99	95	99	187	0.95	Non
Mullus spp	90	90	90	95	90	90	470	0.89	Comme Mullus surmuletus
Xiphias gladius	99	99	99	99	99	99	40	0.99	Non
Laminaria digitata	90	90	90	90	90	90	999	0.78	Non
Microchirus variegatus				99	99		36	0.99	Oui (Microchirus variegatus)
Raja clavata	95	95	95	95	99	99	236	0.94	Oui
Galeorhinus galeus	99	99	99	99	99	99	70	0.98	Non
Chelidonichthys lucerna			99	99	99	99	23	0.99	Non
Scombroidei	99	99	99	99			85	0.98	Non
Thunnini	90	90	90	90	90	90	6418	0.47	
Psetta maxima	95	95	99	99	99	99	242	0.94	Oui
Chlamys varia	99	95	95	95	95	95	185	0.95	Non
Selachimorpha(Pleurotremata)	95	95	95				319	0.93	Non
Loliginidae, Ommastrephidae	90	90	90	90	90	95	1174	0.76	
Necora puber	99	99	99	99	99	99	61	0.98	Non
Venus verrucosa						99	16	1	Non
Dicologlossa cuneata	90	90	90	90	90	90	600	0.85	Non
Buccinum undatum	99	99	99				52	0.99	Non
Diplodus sargus	99	99	99	99	99	99	76	0.98	Non
Merlangius merlangus	90	90	90	90	90	90	2071	0.67	Oui
Polyprion americanus				99	99	99	21	1	Non