

La pêche, une activité ancestrale en mutation

Philippe Gros

Ifremer
Direction scientifique
Centre Ifremer de Brest
CS 10070
F-29280 Plouzané
France
<Philippe.Gros@ifremer.fr>

Résumé

La pêche et l'aquaculture contribuent aujourd'hui à parts presque égales à au moins 15 % de la ration moyenne en protéines animales de 4,3 milliards d'hommes. L'essor de l'aquaculture est récent (fin des années 1980), il a été précédé par celui de la pêche (années 1950-1960) dont le volume des prises déclarées – à 90 % marines – a culminé il y a 25 ans. Près de 60 % des stocks halieutiques sont exploités au maximum de leur potentiel. La proportion des stocks surexploités ne cesse de croître, principalement à cause d'une surcapacité chronique des flottes qu'une gouvernance renforcée serait à même de juguler. Née dans la décennie 1990, l'approche écosystémique des pêches (AEP) est un changement de paradigme fondateur du renouvellement des objectifs de la gestion, de la gouvernance et de l'orientation vers la durabilité de l'exploitation des écosystèmes marins. Inscrite dans plusieurs accords internationaux, l'AEP est relayée dans la gestion des pêcheries à l'échelle régionale, par exemple en Europe dans la politique commune de la pêche. Avec d'autres mécanismes multilatéraux, ces dispositifs visent à préserver les capacités de résilience des écosystèmes marins et l'adaptabilité des usages de leurs services, face au développement des sociétés humaines et au changement accéléré de l'environnement marin.

Mots clés : approche écosystémique des pêches ; bon état écologique ; changement global ; empreinte écologique ; pêcheries ; politique commune de la pêche.

Thèmes : pêche et aquaculture ; productions animales ; ressources naturelles et environnement.

Abstract

Fishing: A very ancient practice undergoing major change

Fisheries and aquaculture provide 4.3 billion people with at least 15% of their animal protein diet. The rise of aquaculture dates back to the end of the 1980s, when the production rate of fisheries was beginning to decline, sounding the end of its post World War II growth phase. The volume of official landings culminated 25 years ago, with no outlook for any further increase. About 60% of fish stocks are currently exploited at the level of maximum sustainable yield (MSY). Most of the others are overexploited due to the chronic overcapacity of the fleets and poorly regulated access to fishing. The ecosystem approach to fisheries (EAF) emerged as a paradigm shift in the 1990s, underpinning the renewal of management objectives and governance along with turning towards the ecological and economical sustainability of the exploitation of marine ecosystems. Referred to in several international agreements, EAF percolates the management of regional fisheries, for instance the Common fishery policy of the European Union. In concert with multilateral instruments, this comprehensive management system is henceforth faced with the rapid development of human societies and accelerated ocean change.

Key words: common fishery policy; ecological footprint ; ecosystem approach to fisheries; fisheries; global change; good ecological status.

Subjects: animal productions; fishing and aquaculture; natural resources and environment.

Tirés à part : Ph. Gros

doi: 10.1684/agr.2014.0678

Pour citer cet article : Gros P, 2014. La pêche, une activité ancestrale en mutation. *Cah Agric* 23 : 4-17. doi : 10.1684/agr.2014.0678

La pêche est un système de production d'aliments animaux d'origine aquatique profondément original. Fondée sur la capture, la pêche est dépourvue des « traits agricoles » de l'aquaculture, tels que la propriété des cheptels, le lien au foncier, la sélection de souches – une dizaine d'espèces assurant plus de la moitié de la production aquacole –, le recours aux écloséries, la recherche sur les organismes génétiquement modifiés, la lutte contre les épizooties et l'utilisation plus ou moins massive d'intrants (selon l'espèce cultivée et le degré d'intensification de l'élevage). Attestée depuis le Paléolithique, la pêche demeure aujourd'hui – à l'échelle mondiale – la seule activité de capture d'animaux sauvages en majorité destinés à l'alimentation humaine, pratiquée de façon artisanale à industrielle, et objet de modalités de gouvernance spécifiques aux niveaux régional, national et international. Seule sera considérée dans cet article la pêche maritime, qui s'est considérablement développée au cours du xx^e siècle. Les entreprises de pêche ont ciblé en priorité les espèces potentiellement les plus génératrices de profit, c'est-à-dire celles accessibles à faible profondeur ou formant des bancs denses, ou dont les individus atteignent une grande taille (Sethi *et al.*, 2010). Depuis les décennies 1950-1960 et jusqu'à nos jours, la capacité de capture des navires de pêche s'est continuellement accrue par appropriation des progrès de la technologie dans les domaines de l'architecture navale, de la motorisation, de la conception des engins de pêche associée à l'emploi de nouveaux matériaux, de l'électronique embarquée, du traitement du poisson et de sa conservation à bord – notamment la congélation –, ainsi que par l'amélioration de la qualification et de la sécurité des équipages (Squires et Vestergaard, 2013). Ainsi de nombreuses flottes de pêche ont-elles pu gagner la haute mer en réponse aux restrictions d'accès imposées par les États côtiers qui étendirent leur juridiction jusqu'à 12 milles en mer dans les années 1960, puis de 12 à 200 milles dans les années 1980 (mise en place des zones économiques exclusives [ZEE] dans le cadre de la Convention sur le droit de la mer signée en 1982, entrée en vigueur en 1994 [Cochrane et Doullman, 2005]). Stimulée par l'accroissement de la

demande combinée à la raréfaction des ressources traditionnelles, la pêche a élargi son emprise à la quasi-totalité des écosystèmes pélagiques de l'océan mondial ; dans le domaine benthique, elle traque les ressources sur les plateaux continentaux et au-delà de l'accroissement jusqu'aux grands fonds (Bensch *et al.*, 2008 ; Watson et Morato, 2013), y compris sur les monts sous-marins (Clark *et al.*, 2010 ; Pitcher *et al.*, 2010). Largement non régulée dans les décennies 1950-1960, la production de la pêche maritime a cessé d'augmenter dans les années 1980. Le maximum du potentiel mondial de capture de poissons, mollusques et crustacés dans les écosystèmes marins fut atteint il y a environ deux décennies (Garcia et Grainger, 2005). Au cours de la période 2004-2010, le volume mondial des prises déclarées fut en moyenne de 81 Mt/an (*versus* 10 Mt/an en eaux continentales [FAO, 2012]). C'est là une sous-estimation de l'extraction réelle, qui ne tient compte ni des rejets ni des prises de la pêche INN (illégal, non déclarée, non réglementée), informations que les États ne communiquent pas à la FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*). La croissance de l'offre alimentaire mondiale de produits animaux d'origine aquatique – multipliée par 7 en 60 ans – est désormais soutenue par la production aquacole, qui a augmenté au taux moyen de 6,1 %/an pendant la décennie 2001-2010 (Bostock *et al.*, 2010 ; FAO, 2012). D'après les projections à l'horizon 2022, la contribution de l'aquaculture à l'alimentation humaine dépassera celle de la pêche d'ici à 2015 (OECD/FAO, 2013). Dans ce contexte, la gestion durable des ressources halieutiques – incluant la protection de leurs habitats – est une condition du maintien de la contribution de la pêche à la sécurité alimentaire et à la création d'emplois et de richesses dans de nombreux pays.

Gouvernance des pêcheries : un bilan mitigé

Une pêcherie est un ensemble relativement homogène de navires qui opèrent dans une zone géographique

donnée, où ils déploient des engins de pêche de même type et capturent des espèces qui occupent des habitats de caractéristiques semblables. Une pêcherie ne cible en général qu'un petit nombre d'espèces, parfois une seule. On nomme « stock » la fraction exploitée d'une ou plusieurs populations d'une même espèce cible (poisson, crustacé ou mollusque) dont les individus sont présents sur les lieux de pêche et réglementairement capturables. La grande variété des pêcheries mondiales résulte de leurs caractéristiques socio-économiques, depuis la petite pêche de subsistance jusqu'à la pêche industrielle (Garcia et Rosenberg, 2010) auxquelles se combine une diversité de navires (3,23 millions, dont 69 % motorisés ; 2,75 millions sont de longueur < 12 m [FAO, 2012]), d'engins (traînants : chaluts, dragues ; dormants : palangres, filets, nasses), de zones de pêche (de la côte jusqu'en haute mer) et d'espèces cibles (plusieurs centaines d'espèces sont pêchées, mais 70 d'entre elles seulement constituent la moitié du volume des prises déclarées [Garibaldi, 2012]).

Les « pêcheries minotières » (*industrial fisheries*) sont un exemple de pêcheries définies par le devenir de leurs captures, transformées en farine et huile de poisson. Depuis les années 1980, elles débarquent environ 20 Mt/an de « *forage fish* », appellation qui regroupe les petits poissons pélagiques planctonophages (par exemple anchois, sardines, sardinelles, harengs, sprats) et le krill. Aujourd'hui, près de 70 % de la farine (source de protéines, d'éléments minéraux, de vitamines) et 80 % de l'huile (riche en acides gras longs polyinsaturés oméga-3) sont destinés à l'aquaculture de crevettes et de poissons, en particulier carnassiers.

L'état contrasté et préoccupant des ressources halieutiques marines

Le plus connu des indicateurs de l'état et de l'évolution des ressources halieutiques mondiales est le degré d'exploitation des stocks, établi à une fréquence quasi biennale par la FAO depuis 1974. La FAO fonde son diagnostic sur près de 400 stocks pour

lesquels l'information nécessaire à l'expertise est disponible – et qui produisent 70 % du volume des débarquements mondiaux. En 2009, 57 % de ces stocks étaient pleinement exploités, 30 % surexploités (*versus* 10 % en 1974) et 13 % sous-exploités (*versus* 40 % en 1974 [FAO, 2011]). « Pleinement exploité » signifie exploité au voisinage du « rendement maximal durable » (plus connu sous l'acronyme MSY, *maximum sustainable yield*). C'est un objectif de gestion inscrit dans plusieurs accords internationaux, que la FAO définit comme « *le maximum théorique de la production à l'équilibre qui peut être continûment (en moyenne) retirée d'un stock dans les conditions environnementales existantes sans affecter significativement sa reproduction* ». Dans cet état d'équilibre où la plus grande quantité possible de captures est compensée par la croissance du stock, la biomasse B de ce dernier est notée B_{MSY} . Autrement, sa production biologique est surexploitée ($B < B_{MSY}$) ou bien sous-exploitée ($B > B_{MSY}$). Ce second cas peut correspondre à un régime d'exploitation proche d'un optimum économique, car l'effort de pêche qui conduit au MEY (*maximum economic yield* ou « rente maximale ») est moindre que celui qui conduit au MSY (Beddington *et al.*, 2007).

Les résultats de plusieurs auteurs (Anderson *et al.*, 2012) concordent plus ou moins avec le panorama global dressé par la FAO (2011 ; 2012), qui demeure néanmoins la référence dominante. Outre sa robustesse (Froese *et al.*, 2012), le diagnostic de la FAO offre la vision la plus exhaustive possible en ce qu'il englobe de façon équilibrée les pêcheries des pays en développement (PED) et celles des pays industrialisés (Pauly et Froese, 2012). L'analyse alternative focalisée sur les stocks régulièrement évalués et bien documentés de la *RAM Legacy Stock Assessment Database* (20 à 25 % du volume des débarquements mondiaux) produit un diagnostic précis, mais pour l'essentiel limité à environ la moitié des pêcheries nord-américaines et européennes (Ricard *et al.*, 2012). Pour estimer l'état des stocks non évalués, Costello *et al.* (2012) extrapolent des traits génériques de pêcheries bien documentées (méthode originale insérée dans une étude de plus grande emprise [CEA, 2012]). Ces auteurs

concluent que la médiane du rapport B/B_{MSY} des stocks non évalués ($\approx 0,64$) est non seulement inférieure à celle des stocks évalués ($\approx 0,94$), mais qu'elle décroît. L'écart entre les deux catégories se creuse depuis le milieu de la décennie 1990, en partie à cause du report de l'effort de pêche exercé sur les stocks bien gérés vers des stocks non évalués (mollusques et crustacés notamment [Anderson *et al.*, 2011]).

Par-delà le constat de détérioration de nombreux stocks, y compris parmi ceux des pays industrialisés et en particulier de l'Union européenne (UE), Worm et Branch (2012) soulignent une divergence entre les trajectoires des pêcheries. Celles des pays développés tendent – comme aux États-Unis – à se rapprocher de la durabilité, tandis que leur état demeure dégradé dans de nombreux PED qui, bien souvent, ne possèdent ni les systèmes d'information ni les capacités nécessaires à la gestion et au contrôle de l'exploitation des stocks dans leur ZEE (Le Manach *et al.*, 2012). De surcroît, suite à la période 1961-1985 d'augmentation des prises encadrées par les accords régissant l'accès des flottes de l'UE, du Japon, de l'ex-URSS et des États-Unis aux ressources halieutiques de nombreux pays d'Afrique, de la Caraïbe et du Pacifique, plusieurs pays asiatiques (RP Chine, Corée du Sud, Taiwan, Philippines) ont pu accéder à ces mêmes ressources dans les années 1990. Rappels, sans omettre les critiques sur l'iniquité du partage de la richesse créée (Le Manach *et al.*, 2013), que les accords de pêche d'État à État contractés de façon transparente par l'UE ont progressivement renforcé le soutien technique et le transfert de savoir-faire : au fil des réformes de la politique commune de la pêche (PCP), ils deviennent accords de partenariat en 2002, puis accords pour une pêche durable en 2013 (EC, 2011a ; EC, 2012). En revanche, une majorité des flottes émergentes de pêche lointaine contracte avec les pays tiers des accords opaques – de type « *pay, fish and go* » – en tirant profit des stratégies de court terme de nombreux États, de la corruptibilité de leur administration, de la fragilité de leur pouvoir de négociation et de leur incapacité à contrecarrer la pêche INN (Gagern et van den Bergh, 2013). À l'issue d'un travail d'investigation portant sur la période 2000-2011,

Pauly *et al.* (2013) concluent que la RP Chine sous-déclare d'un ordre de grandeur les captures de ses flottes de pêche lointaine (prises déclarées : 0,37 Mt/an ; estimées : 3,4 à 6,1 Mt/an), dont les deux tiers (2,0 à 4,4 Mt/an) proviennent des eaux d'Afrique de l'Ouest. *A contrario*, la RP Chine sur-déclare ses captures dans sa propre ZEE.

Cette situation est à rapprocher du fait que les produits de la pêche et de l'aquaculture sont les denrées alimentaires les plus échangées au monde. En 2010, 56 Mt – soit 38 % du volume global des productions halieutique et aquacole – ont été exportées, dont 34 Mt par les PED. Le déficit de la balance commerciale des grands pays importateurs (UE, Japon, États-Unis) est un trait marquant des échanges internationaux de produits alimentaires d'origine aquatique (FAO, 2012). Smith *et al.* (2010), constatant par ailleurs les médiocres scores attribués aux indicateurs d'efficacité de la gouvernance de nombreux pays exportateurs (Kaufman *et al.*, 2009), concluent que le renforcement des institutions et capacités de ces pays est une condition de la stabilité de l'approvisionnement des pays importateurs. Plus encore, dans la trentaine de pays pauvres (PIB/habitant < 2 000 dollars US) où le poisson représente plus de 20 % de l'apport en protéines animales, Hall *et al.* (2013) préconisent d'assujettir la gestion des pêcheries et la conservation des ressources à des objectifs de développement et de sécurité alimentaire.

Le volume global réel des captures marines : 120 Mt/an ?

Les lacunes de la connaissance des pêcheries incluent les incertitudes afférentes à la quantité et à la composition des captures. Outre que l'on ignore quels taxons composent le quart des 45 Mt de prises déclarées en 2011 dans le Pacifique ouest et l'océan Indien, l'estimation du volume réel des captures mondiales est elle-même entravée par plusieurs sources de biais (rejets, prises INN, déficience des systèmes statistiques).

À l'exception de recensements réalisés dans quelques pêcheries, on connaît mal la quantité globale des rejets –

encore moins leur composition spécifique. Il s'agit d'organismes capturés et remontés à bord, puis rejetés à la mer (espèces non ciblées, en dépassement de quota, de taille non réglementaire, de faible intérêt commercial, etc.) ; la proportion des survivants éventuels est quasi inconnue (Benoît *et al.*, 2013). La première évaluation des rejets mondiaux de la pêche maritime fut réalisée par la FAO, qui a estimé leur volume à 20 Mt/an pendant la période 1980-1992 (Alverson *et al.*, 1994 ; FAO, 1999), puis à 7-8 Mt/an pendant la décennie 1992-2001, *versus* 84 Mt/an en moyenne de prises déclarées, hors pêche INN et pêche récréative (Kelleher, 2005). La tendance apparente à la réduction des rejets depuis le début des années 1990 est attribuée : i) au renforcement des mesures réglementaires et du contrôle de leur respect, à la réduction de l'effort de certaines grandes pêcheries chalutières, à l'amélioration de la sélectivité des engins ; ii) aux facteurs économiques (coût du tri des captures, etc.) et sociaux (actions des ONG, campagnes dans les médias, incitations à l'éco-étiquetage) ; iii) à l'exploitation d'espèces auparavant négligées, qui permet de continuer à pêcher avec profit les ressources traditionnelles – raréfiées et prisées – auxquelles elles se substituent (Branch *et al.*, 2013). Ce dernier point souligne la fragilité de la distinction entre rejets et prises accessoires (*by-catch*, espèces autres que l'espèce cible, éventuellement commercialisables, non systématiquement assujetties à des mesures de gestion), qui accroît l'incertitude sur l'ampleur des captures afférentes.

La pêche INN (illégale, non déclarée, non réglementée) est un fléau qui sévit mondialement, en haute mer comme dans les ZEE. Elle concerne tous les États et ne peut être combattue que dans le cadre d'une coopération multilatérale (High Seas Task Force, 2006). Des études ciblées à l'échelle d'une pêcherie (Kleiven *et al.*, 2012) ou d'un pays (Lescrauwaet *et al.*, 2013) révèlent l'ampleur parfois considérable de la proportion des prises INN. À l'échelle globale, Agnew *et al.* (2009) estiment entre 11 et 26 Mt/an le volume de ces captures (soit 10 à 24 milliards de dollars US/an), en excluant les prises non réglementées de la pêche artisanale et les rejets. La surcapacité chronique des flottes de pêche, la faiblesse de la gouvernance,

l'intensification du commerce international du poisson et surtout les profits élevés – bien supérieurs aux éventuelles pénalités encourues – sont les moteurs de ce fléau (Le Gallic et Cox, 2006 ; King et Sutinen, 2010). Pour combattre des opérateurs illicites qui s'adaptent en changeant de zone de pêche, de lieu de débarquement et de pavillon (Österblom *et al.*, 2010), le règlement européen entré en application en 2010 (Council Regulation EC No. 1005/2008) et le traité international juridiquement contraignant élaboré en 2009 par la FAO visent à contrecarrer « à la source » la commercialisation des prises de la pêche INN à l'aide d'un ensemble de mesures du ressort de l'État du port de débarquement (Doulman et Swan, 2012). Le dispositif inclut un outil indispensable, le registre mondial exhaustif des navires de pêche, de transport frigorifique et de ravitaillement. L'accord de 2009 constitue une réelle avancée, malgré les critiques dont il a été l'objet (Flotthmann *et al.*, 2010).

En conclusion, la production mondiale réelle des pêches maritimes serait d'environ 120 Mt/an, c'est-à-dire qu'elle excéderait significativement le volume des captures officielles. La productivité des ressources halieutiques est déterminée par les processus de transfert de matière dans les réseaux trophiques ; en s'appuyant sur la modélisation de ces transferts, plusieurs auteurs suggèrent que la durabilité écologique des pêcheries – fondée sur l'ajustement de l'extraction à la productivité du milieu – nécessite une réduction significative de l'effort de pêche qu'elles déploient (Chassot *et al.*, 2010 ; Watson *et al.*, 2013). Ces résultats confortent l'hypothèse de Ryther (1969) selon laquelle les grandes pêcheries avaient atteint leur plafond de captures dans les années 1960. À l'heure actuelle, hormis les gains de production – de l'ordre de quelques millions de tonnes – attendus d'une meilleure gestion des pêcheries, aucune perspective significative de croissance n'est identifiée. Le principal enjeu de développement est d'ordre qualitatif : renforcer ou créer les conditions de la durabilité écologique de l'exploitation tout en augmentant la profitabilité socio-économique des entreprises de la filière pêche (*voir ci-après*).

Les coûts de la surexploitation et des surcapacités

La FAO définit la capacité de pêche comme « *la quantité de poisson susceptible d'être capturée pendant une certaine période de temps (par exemple : une année ou une saison de pêche) par un bateau ou une flottille pour une condition de ressource donnée* ».

Dans la seconde moitié du xx^e siècle, le développement des pêcheries a été accompagné de mesures de conservation des stocks, classiquement un contingentement des prises – le TAC (total autorisé de capture, ou *Total Allowable Catch*) – assorti de diverses mesures techniques comme celles visant à améliorer la sélectivité des engins de pêche. Ces mesures n'ont pas empêché la surexploitation car le dispositif est longtemps demeuré dépourvu – et l'est aujourd'hui souvent encore – de deux instruments essentiels : i) la régulation de l'accès des exploitants aux ressources halieutiques ; ii) les objectifs de gestion. Le point (i) découle du statut de patrimoine commun de ces ressources (*res nullius* au plan juridique, *res communis* au plan économique), qui sont indivises par principe (aucun pêcheur ne se voit allouer une part prédéfinie d'un stock), sauf dans quelques pays (Canada, Australie, Nouvelle-Zélande, Islande notamment). Le statut de « *common-pool resource* » (Beddington *et al.*, 2007), conjugué à la raréfaction des espèces cibles, a engendré une concurrence entre exploitants – une « course au poisson » stimulée par l'accroissement de la demande – et entraîné l'augmentation de la capacité de pêche sans tenir compte de la productivité des écosystèmes, surtout en l'absence d'un objectif de gestion. Ainsi le MSY n'a-t-il pas été intégré dans le règlement de base de la PCP avant la réforme de 2013 (Mesnil, 2012). La crise duale surexploitation-surcapacité a été accélérée par la nécessité de rentabiliser à court terme l'outil de production et soutenue par les subventions qui allègent le coût de l'effort de pêche (Sumaila *et al.*, 2013). Garcia et de Leiva Moreno (2001) estiment qu'au cours de la période 1980-2000, alors que l'état de nombreux stocks était déjà dégradé, la capacité de pêche de la flotte mondiale

a été multipliée par 3 pour un volume déclaré de captures multiplié par 1,3. La flotte européenne est elle aussi surcapacitaire, comme l'a rappelé la Commission européenne en préambule des orientations qu'elle a proposées pour la réforme 2013 de la PCP (EC, 2009).

À cet égard, les ingrédients de l'emblématique surexploitation du thon rouge *Thunnus thynnus* en Méditerranée dans les années 1994-2007 sont archétypiques : i) valeur marchande élevée – symbolisée par le montant des enchères au marché de Tsukiji – due à la mondialisation du marché du sashimi et à la raréfaction du thon rouge du Sud *T. maccoyii*, surexploité ; ii) développement d'une aquaculture fondée sur la capture de grands spécimens engraisés en cages flottantes dans plusieurs États riverains ; iii) pêche INN florissante – au moins 30 % du total des prises – ; iv) accès non régulé aux eaux internationales des flottes de plus de 10 pays – France, Espagne, Italie en tête – ; iv) gouvernance déficiente aux niveaux national et international ; v) forte surcapacité. En 2005, la flotte internationale de pêche au thon rouge en Méditerranée était formée de 1 700 navires d'une capacité totale estimée à 43 000 t/an – du même ordre que les prises réelles, environ 50 000 t/an – alors que le TAC était de 32 000 t/an et que le stock, surexploité, ne pouvait supporter qu'un prélèvement de 15 000 t/an (ICCAT, 2006). Aujourd'hui, suite à la mise en place en 2007 d'un rigoureux plan de restauration à long terme, régulièrement contrôlé et ajusté, l'état du stock est considéré en voie d'amélioration (ICCAT, 2012). La surcapacité engendre des coûts d'ordre économique, social et écologique. Ainsi, la capture par unité de capacité de la flotte mondiale des navires pontés a-t-elle été en moyenne divisée par 6 entre 1970 et 2006 ; la cause première de cette chute de la productivité globale des flottes est leur surcapacité, aggravée par la dégradation de l'état des stocks (World Bank et FAO, 2009). Dans les années 1990, prolongeant une analyse macroéconomique de la FAO qui révélait l'ordre de grandeur de la compensation du coût des surcapacités par les aides publiques (S. M. García, comm. pers.), la Banque mondiale avait alors estimé comprises entre 14 et 21 milliards de dollars US/an les subventions au

secteur de la pêche (Milazzo, 1998). En 2009, la Banque mondiale et la FAO ont calculé que si les pêches maritimes étaient exploitées au MEY, elles produiraient en moyenne chaque année 50 ± 15 milliards de dollars US de plus, c'est-à-dire une rente positive de 45 milliards de dollars US/an (la rente réelle actuelle est sans doute faible car 75 à 80 % des pêcheries n'atteignent pas le MEY). Le cumul 1974-2007 du manque à gagner avoisinerait 2 200 milliards de dollars US. Cette estimation des « milliards engloutis » ne tient compte ni des pertes pour la pêche de loisir et le tourisme, ni de celles qui sont dues à la pêche INN, ni des conséquences pour l'aval de la filière, ni des altérations de la biodiversité. La Banque mondiale et la FAO formulent plusieurs recommandations pour mener à bien et sans dommages sociaux la nécessaire réforme du secteur, et énoncent que « *la réforme la plus cruciale est la suppression effective du régime de libre accès aux ressources et l'instauration d'un système de gestion à base de droits de propriété. Dans de nombreux cas, la réforme conduira aussi à réduire ou supprimer les subventions génératrices d'un effort et d'une capacité de pêche excédentaires* » (World Bank et FAO, 2009).

La progression de l'approche écosystémique des pêches (AEP)

L'essentiel des productions animales de grands mammifères terrestres repose sur les élevages bovin, ovin, porcin et caprin, c'est-à-dire en majorité sur 6 espèces domestiquées depuis 8 à 9 millénaires. En aquaculture, 9 espèces – 6 poissons d'eau douce, une crevette et 2 mollusques bivalves marins – réalisent plus de la moitié du volume (équivalent poids vif) de la production ; leur cycle biologique est maîtrisé, certains élevages recourent aux éclosiers. La pêche maritime quant à elle demeure un type d'exploitation singulier parmi ces systèmes de production alimentaire. La planification des captures, quand elle existe, est

assujettie à l'anticipation de l'abondance d'une ressource fluide composée d'une ou plusieurs espèces pour une pêche donnée.

Pour cette raison, une question centrale de la recherche halieutique est l'élucidation des principaux facteurs qui influencent le processus du renouvellement des générations des populations marines, le « recrutement ». Depuis Hjort (1914), qui attribuait les fluctuations du recrutement à la survie des stades larvaires, de nombreux mécanismes interagissant pendant l'ontogenèse ont été identifiés, spécialement dans les décennies récentes. Il sont d'ordre : i) physiologique (croissance, nutrition, reproduction, bilans d'énergie) ; ii) démographique (intrapopulations – par exemple, structure en âges – et interpopulations – par exemple, connectivité, métapopulations) ; iii) éthologique (sélection des habitats – nourriceries, frayères, etc. –, migrations) ; iv) écologique (interactions biotiques, notamment prédateur-proie, etc.) ; v) adaptatif/évolutif (réponse aux changements environnementaux au sens large). *In fine*, la séquence des succès et échecs du recrutement est conditionnée à de multiples échelles par la dynamique des masses d'eau (par exemple, variabilité des *upwellings*), par les oscillations climatiques (par exemple, El Niño-La Niña) et par les perturbations anthropiques (par exemple, contaminants hormono-mimétiques). En conséquence, les déterminants de la dynamique d'une population cible ne sont pas réductibles à la seule pression de la pêche, et l'appréhension de la durabilité de l'exploitation requiert une connaissance de nature écologique (sur les interactions trophiques à tous les stades du développement, sur les habitats, entre autres).

L'intégration de l'empreinte écologique de la pêche à l'analyse de l'état des ressources

Par-delà les espèces qu'elle cible, la pêche agit sur l'ensemble de la biodiversité marine, c'est-à-dire à tous les niveaux d'organisation du vivant, des gènes aux écosystèmes (Gouletquer *et al.*, 2013). Des travaux classiques attestent l'étendue des modifications à

long terme des fonds marins dans les mers épicontinentales intensément exploitées, comme l'homogénéisation sédimentaire et faunistique (Jennings *et al.*, 2001). Les contraintes mécaniques répétées des engins de pêche traînants (chaluts, dragues) sont un facteur d'évolution des paysages sous-marins, jusque sur la pente continentale (Puig *et al.*, 2012). Dans les écosystèmes profonds de l'Atlantique nord, des habitats originaux fragiles comme les formations biogéniques de coraux et d'éponges d'eaux froides ont été endommagés de façon quasi irréversible (Norse *et al.*, 2012).

Au plan de l'impact de la pêche sur les communautés, les perturbations des interactions trophiques ont été plus particulièrement étudiées. Des groupes fonctionnels peuvent être distingués d'après leur niveau trophique (*trophic level*, TL), depuis les autotrophes phytoplanctoniques (TL = 1) et le zooplancton herbivore (TL = 2) jusqu'aux niveaux supérieurs (TL = 1 + la moyenne du TL des proies consommées). Chez les grands prédateurs pélagiques (thons, espadons, par exemple) ou démersaux (par exemple, morue, merlu), TL = 3,5 à plus de 4 (Branch *et al.*, 2010). Une conséquence typique du développement des pêcheries de l'Atlantique nord est la diminution du TL moyen des captures due à l'éradication des plus vieux individus d'espèces de grande taille, à croissance lente et à maturité sexuelle tardive (*fishbing down marine food webs* [Pauly *et al.*, 1998]).

Une cause de la complexité des interactions est le changement du niveau trophique des poissons au cours de leur croissance : une larve de morue est une proie pour un hareng adulte (planctonophage), lui-même proie pour une morue adulte. La surexploitation des prédateurs peut ainsi entraîner un renversement de dominance, tel celui qui a été observé après le moratoire canadien de la pêche à la morue (1993). Ces phénomènes sont pluricausaux : l'effondrement en 1980-1990 du stock de morue de la mer du Nord – en limite sud de répartition de l'espèce – résulte de la surexploitation combinée : i) au réchauffement des eaux ; ii) à la raréfaction du copépode *Calanus finmarchicus* dont se nourrissent les jeunes stades de la morue ; iii) à la prédation réciproque et à l'alternance

de dominance entre hareng et morue. La pêche peut enfin déclencher des « cascades trophiques » en relaxant le contrôle *top-down* qu'exercent les prédateurs : sur la côte atlantique des États-Unis, l'effondrement en 30 ans des populations de grands requins a entraîné la forte augmentation d'abondance de leurs proies, les sélaciens mésoprédateurs (Myers *et al.*, 2007). De nombreux progrès restent à accomplir pour comprendre la causalité de ces événements, la propagation de leurs impacts dans l'écosystème et leur synergie avec d'autres facteurs, notamment climatiques (Baum et Worm, 2009).

Dans la majorité des pêcheries, les poissons sont capturés quasiment dès qu'ils deviennent adultes. Il s'ensuit une amplification des fluctuations de l'abondance des populations exploitées : i) réduites à un petit nombre de jeunes classes, ces populations deviennent plus sensibles aux aléas du recrutement – lequel dépend des fluctuations environnementales (*age truncation effect*) ; ii) la pêche aggrave l'*age truncation effect* en modifiant les traits individuels d'histoire de vie (taille et âge de maturité, croissance), car la sélectivité d'une majorité d'engins de pêche – en particulier le chalut – vise la capture des plus grands individus (Stenseth et Rouyer, 2008).

Cette sélectivité modifie la dynamique des populations en ajoutant à la sélection naturelle (darwinienne) une sélection dirigée qui entraîne en quelques décennies la reproduction à une taille plus petite et à un âge plus précoce, effet observé chez une quarantaine de stocks (Sharpe et Hendry, 2009). Il s'agit d'une réponse à la fois plastique (phénotypique) et évolutive (génétique [Ernande *et al.*, 2004]). La seconde composante (*fisheries induced evolution*) a été expérimentalement quantifiée par van Wijk *et al.* (2013), et ses conséquences sur l'exploitation évaluées par Eikeset *et al.* (2013).

On a jusqu'ici fait référence à la « population » et au « stock » : pour une espèce donnée, un stock est une entité propre à la gestion des pêcheries, tandis qu'une population désigne un niveau d'organisation de la biodiversité. Il est fondamental de connaître précisément le degré de concordance entre les unités de gestion (les stocks halieutiques) et l'organisation réelle des espèces impactées (en métapopu-

lations, populations source ou puits, etc.) pour comprendre leurs réponses à l'exploitation. Aujourd'hui, les progrès de la génétique moléculaire permettent de révéler une structuration des populations marines beaucoup plus complexe que celle qui résulterait d'un « lissage » par la dispersion et la panmixie à grande échelle (Funk *et al.*, 2012). En mer Baltique par exemple, Teacher *et al.* (2013) mettent en évidence des patrons de différenciation génétique du hareng et recommandent de modifier les unités de gestion actuelles, spécialement dans la partie centrale de la Baltique. Plus généralement, l'approche multimarqueurs (marqueurs génétiques, microchimie des otolithes, marques-archives électroniques) fournit des données qualitatives et quantitatives à diverses échelles sur les populations de poissons et sur leurs patrons de connectivité (Fromentin *et al.*, 2009), informations indispensables à la gestion spatialisée de l'exploitation des ressources halieutiques et de la conservation de leurs habitats.

La conceptualisation du « système pêche »

La représentation conceptuelle du « système pêche » a beaucoup changé depuis le milieu du xx^e siècle. Dans les décennies 1960-1970, elle fut influencée par les modèles mathématiques à finalité opérationnelle « d'évaluation de stock » élaborés dans les années 1950 et conçus pour répondre à une demande croissante d'expertise, notamment caractériser le degré d'exploitation des ressources (par exemple, par rapport au MSY) et calculer des TAC (la question de la dissipation de la rente était déjà identifiée [Gordon, 1954]). Le modèle dominant se résumait à un ensemble de stocks dont la dynamique était forcée par les captures des flottilles. Dès les années 1980, la recherche halieutique a enrichi cette représentation en assimilant des avancées accomplies dans des domaines scientifiques variés (biologie, écologie, océanographie physique, économie, sociologie, science politique). Les modèles se sont sophistiqués (Garcia et Charles, 2008) pour étudier à différentes échelles les couplages entre l'exploitation des populations et la résilience des écosystèmes marins dans le contexte du changement global

(Cury *et al.*, 2008), en cohérence avec les acquis de travaux antérieurs (Cushing, 1982 ; Anderson, 2002). Le questionnement n'est pas restreint à l'écologie ; il englobe par exemple l'identification de trajectoires économiquement viables des pêcheries (Gourguet *et al.*, 2013).

Depuis la fin des années 1990 s'opère un renouvellement du paradigme de la recherche halieutique, qui englobe les dimensions écologique, socio-économique et la gouvernance du système pêche : l'approche écosystémique des pêches (AEP, ou *Ecosystem Approach to Fisheries*, EAF). Au plan scientifique, cette vision intégratrice suscite des questions complexes, par exemple : i) comment caractériser la dynamique émergente des ressources halieutiques, compte tenu d'une part des relations entre structure des populations, traits de vie, cycles et interactions biologiques, changement des habitats marins, et d'autre part des effets multiéchelles de la pêche sur les différents niveaux d'organisation de la biodiversité ? ii) comment les institutions sociopolitiques, économiques et juridiques agissent-elles sur la régulation de l'accès aux ressources, du déploiement de l'effort de pêche et de la capacité de capture des flottilles, dans le contexte de renchérissement du coût de l'énergie et de la mise en cause des aides publiques préjudiciables à la biodiversité ?

Au plan opérationnel, l'AEP vise à : i) assujettir le court terme opérationnel à une planification stratégique de long terme ; ii) définir des règles qui garantissent durablement aux pêcheurs la jouissance des ressources qu'ils exploitent ; iii) ajuster la capacité de pêche à la productivité à long terme des écosystèmes ; iv) responsabiliser les parties prenantes dans chacune des étapes de la gestion ; v) coupler l'analyse de risque et la démarche de précaution.

L'AEP dans les accords multilatéraux et dans les politiques régionales

L'AEP est enracinée dans le processus des Conférences des Nations unies sur l'environnement et le développement, initialisé en 1972 par la déclaration de Stockholm qui contient l'essentiel des orientations ultérieurement déclinées

en 1992 (déclaration de Rio, Agenda 21 ...), en 2002 (sommet de Johannesburg) et en 2012 (Rio+20). La déclaration de Stockholm annonce les concepts de base de l'AEP, notamment la gestion intégrée des usages de l'environnement et de ses ressources, fondée sur la connaissance scientifique en appui de procédures de décision décentralisées, transparentes, et engageant l'ensemble des parties concernées. Le Département des pêches de la FAO a joué un rôle décisif dans la définition et la mise en œuvre de l'AEP, spécialement en forgeant le concept de pêche responsable (déclaration de Cancún, 1992) puis en élaborant le mode opératoire afférent – le code de conduite pour une pêche responsable (FAO, 1995) –, instrument volontaire de portée mondiale qui englobe l'ensemble des aspects de la gestion des filières pêche et aquaculture.

Les principes généraux du code de 1995 sont conformes à la Convention sur le droit de la mer (UNCLOS, *UN Convention on the Law of the Sea*, signée en 1982, ratifiée par plus de 160 pays en 2013), qui définit le cadre juridique de l'exploitation des ressources halieutiques hors des ZEE. En haute mer (environ 60 % de la superficie de l'océan, 10 % du volume des prises mondiales déclarées), une vingtaine d'organisations régionales de gestion de la pêche (ORGP) sont compétentes pour appliquer un instrument juridiquement contraignant de l'UNCLOS, l'accord de 1995 sur les « *stocks chevauchants et de poissons grands migrants* ». La plupart des ORGP se réfèrent aux règles de la pêche responsable et à l'objectif MSY. À l'échelle de l'Union européenne, on mentionnera la politique commune de la pêche (PCP), révisée tous les dix ans depuis sa création en 1983. En 2002, l'UE inscrit l'AEP dans le règlement de base de la PCP : l'objectif est de garantir « *une exploitation des ressources aquatiques vivantes qui crée les conditions de durabilité nécessaires tant sur le plan économique, environnemental qu'en matière sociale* » ; la Communauté « *applique l'approche de précaution* » et s'oriente vers « *la mise en œuvre progressive d'une approche de la gestion de la pêche fondée sur les écosystèmes* » sous-tendue par des « *principes de bonne gouvernance* ». Avant d'engager la réforme de 2013, la Commission diagnostique la persis-

tance d'une surcapacité chronique, d'un état de surexploitation des stocks et d'une faible résilience économique (EC, 2009). Outre la consolidation des acquis de la réforme de 2002, la Commission propose de nouvelles mesures (EC, 2011*b*), en particulier l'objectif d'exploiter les stocks au MSY, une suppression progressive des rejets et – pour régler le problème de la surcapacité – un « *système obligatoire de concessions de pêche transférables* », cette dernière mesure ayant été rejetée par les États membres en mai 2013.

Réguler les usages des services écosystémiques d'un océan changeant

L'AEP est naturellement associée à la notion de « services écosystémiques ». Classés en quatre grandes catégories (services support, de régulation, d'approvisionnement, culturels ; MEA, 2005), ces services – qui résultent des fonctionnalités de la biodiversité – créent les conditions du bien-être humain. En l'occurrence, la pêche contribue à la sécurité alimentaire en exploitant un service d'approvisionnement (la production naturelle de biomasse marine) fortement dépendant des services support (production primaire marine, cycle des nutriments, etc.) et de régulation (processus biogéochimiques intervenant dans la régulation du climat, etc.). Cette vision de la dépendance du bien-être humain vis-à-vis de la biodiversité est le fruit de nombreuses recherches théoriques et expérimentales qui, depuis les années 1990, décryptent progressivement les relations non linéaires entre stabilité, productivité des écosystèmes et biodiversité, et font évoluer le questionnement scientifique sur l'ampleur des conséquences de l'érosion de la biodiversité et sur la nature des mesures de conservation, par exemple. Une synthèse de l'état des connaissances, de nouvelles voies d'investigation, de leurs prolongements économiques et politiques a été récemment publiée par Cardinale *et al.* (2012). C'est précisément pour investir ce champ de recherches et renforcer les liens entre les avancées de la connaissance et la

décision politique qu'en 2012 a été créé l'*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), dont l'un des objectifs est de produire des scénarios qui couplent la dynamique socio-économique avec celle de la biodiversité dans le contexte du changement global.

L'intégration des politiques maritimes sectorielles et environnementales

Une ambition européenne est la mise en cohérence de la PCP avec le « pilier environnemental » de la Politique maritime intégrée de l'UE, c'est-à-dire la directive-cadre *Stratégie pour le milieu marin* (DCSMM) adoptée en 2008 avec l'objectif d'atteindre au plus tard en 2020 le « bon état écologique » (BEE) des régions marines sous juridiction communautaire. Le BEE est défini d'après 11 descripteurs dont plusieurs concernent la pêche et plus généralement l'AEP : à l'évidence le troisième d'entre eux (« *les populations de tous les poissons 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* »), et aussi ceux qui sont afférents à la biodiversité, aux réseaux trophiques, à l'intégrité des fonds marins, aux contaminants présents dans les poissons et autres aliments d'origine marine.

La modélisation permet d'explorer les voies de convergence de la gestion des pêches avec les objectifs des politiques environnementales ; ainsi, en s'appuyant sur la simulation des réponses des réseaux trophiques d'une trentaine de grands écosystèmes marins :

– Worm *et al.* (2009) proposent un objectif de maximisation à l'équilibre de la capture d'un assemblage plurispécifique : le MMSY (*multispecies MSY*), alternative au MSY (monospécifique) ;

– García *et al.* (2012) comparent la pêche sélective (capture ciblée d'espèces dans des proportions différentes de celles qui existent dans l'écosystème) à l'alternative de la pêche « équilibrée » (*balanced fishing* : exploitation modérée du plus grand nombre d'espèces d'un écosystème pour conserver la

composition en taille des organismes et les proportions entre espèces) et concluent qu'à taux d'exploitation égal la pêche équilibrée accroîtrait les quantités capturées et la biomasse disponible, tout en diminuant le risque d'effondrement des stocks.

Considérant la régulation de l'accès aux ressources, Gibbs et Thébaud (2012) soulignent que les QIT (quotas individuels transférables, c'est-à-dire échangeables sur le marché) sont « surcapacité-centrés » et n'internalisent pas les impacts écologiques de la pêche ; ces auteurs proposent d'explorer plusieurs options pour mettre en cohérence l'individualisation des quotas avec l'AEP et accroître la consistance et l'efficacité de la gestion des pêcheries.

Ces démarches exploratoires attestent la complexité des questions afférentes au croisement des mesures de gestion de la pêche avec la préservation des fonctionnalités écologiques. Ainsi la pêche minotière (définie en début d'article) soulève-t-elle à la fois des interrogations d'ordre :

– écologique : le rôle clé du *forage fish* est le transfert de matière depuis les premiers consommateurs (TL = 2) jusqu'aux niveaux trophiques supérieurs. Cury *et al.* (2011) montrent que le succès reproductif de 14 espèces d'oiseaux de mer décroît quand l'abondance de leurs proies est inférieure au tiers de son maximum observé, et préconisent de diminuer les prises de *forage fish* pour réserver « *one third for the birds* » ;

– économique : selon Pikitch *et al.* (2012 ; 2014), le *forage fish* représente environ 20 % du prix à la première vente des débarquements mondiaux, soit 17 milliards de dollars US/an (un tiers, valeur marchande des captures ; deux tiers, valeur non marchande de la fonction de support du *forage fish* aux pêcheries d'autres espèces) ; pour la seconde raison, ces auteurs recommandent de réduire de moitié le taux d'exploitation actuel des petits pélagiques ;

– éthique : considérant sa valeur nutritionnelle élevée, Tacon et Metian (2013) prônent de réserver le *forage fish* à la consommation humaine, plutôt que de transformer le quart des prises déclarées de la pêche mondiale en farines et huiles pour animaux d'élevage (porcs, poulets et cheptels aquacoles). En outre, malgré

le progrès zootechnique, les prévisions de croissance de l'aquaculture ne permettent pas d'envisager une baisse de la demande en *forage fish*.

L'accélération des changements planétaires à l'aube de l'Anthropocène

La connaissance des interactions qu'entretient la biodiversité marine avec son environnement physico-chimique est indispensable à la compréhension des effets du changement climatique sur les services écosystémiques marins. C'est aussi une clé de l'anticipation des futurs impacts du réchauffement, de l'acidification et de la désoxygénation des eaux marines. Concernant ces phénomènes majeurs qui se déploient aux échelles globale et séculaire (Gruber, 2011), l'accroissement de la fiabilité des premiers résultats de la cinquième évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) renforce les conclusions de la quatrième évaluation (IPCC, 2013) :

- De 1971 à 2010, l'océan a stocké 93 % de l'excès de chaleur reçu par la planète, dont 64 % (soit 17 [15 à 19] × 10²² joules) dans la couche 0-700 m, le reste dans les eaux de profondeur supérieure à 700 m. Le réchauffement est le plus élevé dans la couche 0-75 m : en moyenne 0,11 ± 0,02 °C/décennie. Cet accroissement de température est inégalement réparti à la surface du globe, il est plus prononcé dans l'hémisphère nord, particulièrement en Atlantique nord.

- La moyenne globale de l'écart de température entre la surface et l'isobathe 200 m a augmenté de 0,25 °C de 1971 à 2012, entraînant une diminution relative de la densité des eaux superficielles qui, toutes choses égales par ailleurs, affaiblit leur mélange avec les eaux plus profondes : c'est le phénomène de « stratification ». Largement répandu au nord de la latitude 40° S, il entraîne de nombreuses conséquences, tant biogéochimiques qu'écologiques.

- Depuis 1750, un quart du CO₂ anthropogénique a été absorbé par l'océan (soit 155 ± 31 Gt C en 2010). Ce piégeage atténue l'effet de serre, mais la dissolution du CO₂ a entraîné deux grandes modifications des propriétés chimiques moyennes des eaux

marines superficielles : i) une hausse de 26 % de la concentration en ions hydrogène H^+ (donc une diminution du pH : 8,2 en 1850, 8,1 aujourd'hui) ; ii) une baisse de 19 % de la concentration en ions carbonate CO_3^{2-} (la saturation en carbonates diminue [Gattuso et Hansson, 2011]).

- L'analyse des observations atteste la désoxygénation depuis 1960 de nombreuses régions océaniques, en particulier tropicales (Keeling *et al.*, 2010). D'abord parce que la stratification abaisse la quantité d' O_2 transféré en profondeur depuis la surface, ensuite parce que l'augmentation de température diminue la solubilité de l' O_2 . Ces conditions ont vraisemblablement entraîné l'expansion des zones hypoxiques tropicales au cours des dernières décennies (Gilly *et al.*, 2013).

- Le réchauffement, la désoxygénation et l'acidification de l'océan ont des effets synergiques directs ou indirects sur la structure et sur le fonctionnement des écosystèmes. Les principaux traits de la réponse physiologique des invertébrés et poissons marins (quasiment tous ectothermes) seront d'abord brièvement rappelés ; un exemple d'impact de la sous-saturation en carbonates des eaux marines sur la conchyliculture sera mentionné. Les grandes tendances des changements de productivité des écosystèmes marins et des déplacements des populations seront envisagées à l'aune de leurs effets sur les ressources halieutiques. Le propos est délibérément limité à quelques cas illustratifs des conséquences du changement climatique, détectées à tous les niveaux d'organisation de la biodiversité marine (Gros, 2011).

De nombreux ectothermes marins sont aujourd'hui confrontés à une baisse de l' O_2 disponible, en même temps qu'à une hausse de température qui augmente leurs besoins en O_2 (Ekau *et al.*, 2010). Face à l'acidification, leur pH sanguin (ou, selon les organismes, de l'hémolymphe ou du liquide cœlomique) est régulé par des dispositifs qui réagissent à l'excès de CO_2 de façon globalement semblable. En revanche, la réponse intégrée de l'organisme diffère entre groupes taxinomiques (Melzner *et al.*, 2009) : les invertébrés les moins évolués (échinodermes, bryozoaires, cnidaires, mollusques bivalves) sont plus sensibles au CO_2 parce qu'ils sont sessiles,

hypométaboliques, et qu'ils ne contrôlent que faiblement leur équilibre acide-base ; à l'inverse, les phénotypes de métabolisme élevé (poissons téléostéens, mollusques céphalopodes, crustacés brachyours) sont moins sensibles, car leur locomotion active nécessite d'efficaces mécanismes de transport d' O_2 et de CO_2 . Dans l'ensemble, la méconnaissance de la tolérance à l'excès de CO_2 des stades précoces du développement (gamètes, œufs, larves) de nombreux ectothermes marins est un sujet de forte préoccupation (Pörtner, 2008, et exemple ci-dessous).

Aujourd'hui, dans la majorité des eaux océaniques superficielles, la sursaturation en carbonates favorise la précipitation de l'aragonite ou de la calcite, minéraux qui entrent dans la composition des pièces calcifiées de nombreux organismes marins, et aussi dans la construction de récifs biogéniques. Pendant la prochaine décennie, les eaux de surface seront saisonnièrement corrosives pour l'aragonite dans certaines zones d'*upwelling*, dans une partie de l'Arctique et, d'ici 10 à 30 ans, de l'Océan austral (IPCC, 2013). Pour cette raison, de nombreuses études ont été consacrées aux organismes calcifiés (Gattuso et Hansson, 2011 ; Kroeker *et al.*, 2013), en particulier aux coraux tropicaux (Pandolfi *et al.*, 2011). On se limitera à un exemple d'impact de l'acidification sur les ressources vivantes marines. Il s'agit d'une éclosérie d'huîtres *Crassostrea gigas* de la côte de l'Oregon, exposée à un *upwelling* saisonnier qui apporte en surface des eaux sous-saturées en aragonite (matériau de la coquille des larves d'huîtres). Un fort *upwelling* entraîne un déficit de production de naissain (Barton *et al.*, 2012). Compte tenu des prévisions d'intensification de la sous-saturation (Hauri *et al.*, 2013), l'entreprise a choisi d'installer une nouvelle éclosérie à Hawaii.

Environ 80 % des prises de la pêche mondiale proviennent d'une soixantaine de grands écosystèmes marins (200 000 km^2 ou plus) englobant les plateaux et marges continentaux, certains sous l'influence d'un courant majeur de la circulation océanique – Benguela, Humboldt, Californie (Sherman *et al.*, 2005). Le potentiel de capture des pêcheries est contraint par la productivité de ces écosystèmes,

en particulier celle des réseaux trophiques pélagiques (Friedland *et al.*, 2012) ; comprendre la réponse de ces réseaux aux changements de l'océan est essentiel pour anticiper les possibles modifications des transferts de matière organique (MO) depuis les producteurs primaires jusqu'aux espèces exploitées.

La source de 99 % de la MO utilisée dans les réseaux trophiques marins est le phytoplancton, ensemble diversifié de micro-organismes responsables de la moitié de la production primaire de la biosphère. L'impact direct de l'accroissement de la concentration en CO_2 sur la production phytoplanctonique sera vraisemblablement limité (Reinfelder, 2011). Il n'en va pas de même des effets antagonistes du réchauffement qui renforce la stratification, tendant à confiner le phytoplancton dans les eaux superficielles – où l'énergie lumineuse est maximum –, mais aussi, en diminuant le mélange vertical, à réduire l'apport de nutriments. Ainsi la production primaire diminuerait-elle dans les zones tropicales (où la production primaire est limitée par les nutriments) ; en revanche, elle augmenterait dans les régions tempérées à froides (où le facteur limitant est l'éclairement [Doney, 2006]). Cette hypothèse est confortée par les résultats de Behrenfeld *et al.* (2006) qui montrent que production primaire nette et température de surface varient en sens inverse à l'échelle de l'océan mondial, ainsi que par les simulations de Steinacher *et al.* (2010), qui prévoient qu'entre l'ère préindustrielle et la fin du xxi^e siècle la production primaire phytoplanctonique diminuerait globalement de 2 à 20 %, réduisant l'apport de MO aux hétérotrophes. À l'aide d'un modèle couplant physique, biogéochimie et transferts de matière (gouvernés par la taille des organismes) dans les réseaux trophiques, Blanchard *et al.* (2012) prévoient à l'horizon 2050 des changements de la production naturelle de poisson de l'ordre de 30 %, globalement en baisse dans les régions tropicales, en hausse sous les hautes latitudes.

En réduisant l'apport de sels nutritifs dans la couche euphotique, la stratification pourrait aussi entraîner une recomposition de la communauté planctonique (en particulier dominance des unicellulaires de petite taille

– flagellés, cyanobactéries –, développement du microzooplancton). La faible efficacité de transfert entre niveaux trophiques dont le nombre augmenterait, combinée à l'accroissement des pertes par respiration dû au réchauffement, diminuerait le flux de matière organique vers les niveaux supérieurs, notamment vers les animaux exploités par la pêche. L'écosystème pélagique basculerait vers un état alternatif moins productif, tel celui qu'ont imaginé Richardson *et al.* (2009) : la surexploitation des petits pélagiques planctonophages (hareng, sprat, sardine, etc.) favoriserait le remplacement des prédateurs supérieurs par du « plancton gélatineux » (méduses, cténophores, salpes), non seulement en domaine hauturier mais aussi dans les zones côtières eutrophisées. Ce scénario est étayé par la mise en évidence de propriétés biologiques et écologiques qui confèrent à plusieurs espèces de plancton gélatineux des avantages compétitifs (Lucas *et al.*, 2012 ; Gemmel *et al.*, 2013), mais Condon *et al.* (2013) objectent que les lacunes actuelles de la connaissance permettent d'envisager d'autres hypothèses que celle du basculement vers un océan « dominé par les méduses ». Au changement de volume des habitats actuels (montée vers la surface du seuil de saturation des carbonates, expansion des zones hypoxiques), aux évolutions de la productivité des communautés pélagiques, et surtout au déplacement des isothermes est attribuée la tendance globale au déplacement vers les hautes latitudes (dans l'hémisphère nord) et en profondeur des limites de répartition des populations marines, associé à des décalages phénologiques. De l'analyse de plus de 1 700 ensembles de données, Poloczanska *et al.* (2013) concluent qu'à l'échelle de l'océan mondial ces réponses sont en milieu marin d'ampleur supérieure, sinon comparable, à celles qui sont observées en domaine continental, surtout dans l'hémisphère nord. À l'échelle de la mer du Nord, de la Manche et des mers celtiques, Simpson *et al.* (2011) ont montré que le principal effet du réchauffement n'est pas le déplacement des aires de répartition mais les changements d'abondance des espèces au sein d'assemblages de poissons démersaux exploités de composition taxinomique stable.

L'abondance de 72 % des espèces communes a changé (en augmentant pour les trois quarts d'entre elles), et la proportion d'espèces exploitées d'affinité « chaude » (merlu, plie) s'est accrue dans les débarquements tandis que celle des espèces d'affinité « froide » (églefin, morue) a diminué. Ainsi les effets du changement climatique observés à différents niveaux de la biodiversité (organisme, population et communauté) résultent-ils de mécanismes physiologiques aux niveaux moléculaire et cellulaire, qui globalement se manifestent par un ensemble de réponses propres à chaque espèce. Il s'ensuit que projeter l'impact du réchauffement sur les communautés marines requiert – outre la disponibilité de prévisions robustes de la dynamique océanique et des propriétés des habitats – une appréhension intégrée des processus qui interagissent à diverses échelles biologiques et écologiques afin, par exemple, de mieux comprendre comment les communautés se recomposent en fonction des écarts de *fitness* entre espèces compétitrices (Pörtner et Peck, 2010). L'ampleur et les conséquences de l'apparition de ces nouvelles communautés, en partie composées d'espèces qui n'étaient auparavant pas co-occurrentes, sont aujourd'hui inconnues. Globalement, l'environnement des populations exploitées subira de profonds changements, et il importe de mettre fin à la surexploitation pour ne pas compromettre leur résilience. Dans un tel contexte, anticiper les ruptures est un exercice difficile et risqué, et prévoir l'évolution à moyen terme de la production des pêcheries mondiales consiste souvent à extrapoler les « tendances lourdes » (OECD et FAO, 2013). Une alternative est le recours à la modélisation, à l'instar de Merino *et al.* (2012) qui ont élaboré un modèle couplé physique-écologie-bioéconomie pour explorer à l'aide de scénarios les conditions de la durabilité, d'ici à 2050, de l'approvisionnement mondial en aliments d'origine aquatique (pêche et aquaculture). À l'échelle du Pacifique tropical, Bell *et al.* (2013) se réfèrent au scénario A2 du GIEC pour esquisser les changements des productions halieutique et aquacole au cours de ce siècle ; en domaine hauturier, l'abondance du listao (premier « thon commercial » au plan du volume débarqué)

diminuerait autour de l'Indonésie et de la Micronésie, et augmenterait à l'est du méridien 170°E (îles Cook, Polynésie française) ; le futur des pêcheries côtières et de l'aquaculture est plus difficile à cerner, en ce qu'elles dépendent entre autres des récifs coralliens, de la mangrove, et sont comme eux soumises au changement global, spécialement à la pression démographique.

Perspectives

Le futur de la pêche maritime n'est pas seulement contraint par les déterminants précédemment examinés. Il s'y ajoute l'accroissement de la demande de produits alimentaires d'origine aquatique soutenue par la croissance démographique, la globalisation des marchés, le renchérissement du coût de l'énergie, le risque de franchissement de seuils de basculement (« *tipping points* ») de la dynamique de l'océan et de l'état des écosystèmes marins. La croissance des mégapoles côtières (Anon, 2010), l'expansion des activités agricoles et industrielles sur les bassins-versants, le commerce maritime et l'exploitation minière offshore, créent de multiples dégradations de la biodiversité (destruction de nombreux habitats, pollutions de nature et d'origine variées, diffuses ou ponctuelles, chroniques ou accidentelles, etc.) qui sont autant d'externalités négatives pour la pêche et l'écoulement de sa production.

La pollution chronique la plus visible est celle des déchets solides, en majorité des plastiques échoués sur les côtes ou transportés en surface dans les grands gyres subtropicaux des océans Pacifique, Atlantique et Indien (« *ocean garbage patches* ») ; de composition et taille très diverses, ces débris sont ingérés par plusieurs centaines d'espèces, du zooplancton jusqu'aux grands cétacés. De surcroît, les microparticules de plastique sont des vecteurs d'une grande variété de contaminants organiques qu'elles propagent dans le réseau trophique (Teuten *et al.*, 2009 ; Rochman *et al.*, 2013). Au-delà de cette source, de nombreux travaux identifient, par exemple, le cheminement des contaminants dans les réseaux trophiques (Harmelin-Vivien

et al., 2012), ou leur bioaccumulation chez les poissons (Eichinger *et al.*, 2010). Il s'agit de recherches primordiales pour appréhender la menace de l'imprégnation grandissante du milieu marin par les contaminants. En effet, l'évaluation du bénéfice net des produits de la pêche sur la santé humaine est établie en comparant le risque dû aux effets de leur non-consommation au risque d'exposition aux contaminants qu'ils contiennent (Hibbeln *et al.*, 2007). Considérant les niveaux de contamination des poissons en dioxines, méthylmercure et PCB, l'Agence française de sécurité sanitaire a récemment préconisé la consommation de deux portions de poisson par semaine, avec – notamment pour les femmes allaitantes et les jeunes enfants – des restrictions visant les poissons prédateurs sauvages marins, et plus encore les poissons d'eau douce fortement bioaccumulateurs (Anses, 2013).

En conclusion, la rapidité des changements planétaires actuels, combinée au délai de concrétisation des propositions d'inflexion de la gestion des pêcheries, conduit à présager que celles-ci évolueront de façon asynchrone, sinon distincte, en fonction des différences interrégionales de consistance et d'efficacité de la gouvernance, du rang de la pêche dans la hiérarchie des priorités de développement socio-économique, et de l'intensité des bouleversements environnementaux. Dans ce contexte, l'entité pertinente de la mise en œuvre de l'AEP est la pêcherie. C'est à l'échelle de la pêcherie que peut être entrepris l'ajustement de la capacité de capture à la productivité des écosystèmes (en Europe, les 13 écorégions marines définies en Atlantique nord-est et en Méditerranée [ICES, 2004]). C'est à l'échelle des écorégions qu'il est possible d'optimiser l'équilibre entre pêcheries selon divers critères tels que la taille des navires, leur degré de dépendance au gas-oil, et les impacts (sur les ressources et leurs habitats) de leurs engins de capture. Par-delà cette mise en cohérence du format et de la structure des flottes avec les objectifs d'une gestion durable, c'est aussi à l'échelle de l'écorégion que sont socialement appropriés et appliqués les mécanismes – administratifs, juridiques, économiques – de l'encadrement de

l'effort de pêche et de la régulation de l'accès aux ressources. Enfin, l'écorégion est l'échelle à laquelle la pêche et les autres usages des services écosystémiques marins s'articulent avec les politiques de conservation des fonctionnalités de la biodiversité, en particulier avec les réseaux d'aires marines protégées. Ainsi la déclinaison opérationnelle de l'AEP permettra-t-elle de répondre aux enjeux de l'adaptation de la pêche aux effets du changement global. ■

Références

Agnew DJ, Pearce J, Pramod G, Peatman T, Watson R, Beddington JR, Pitcher TJ, 2009. Estimating the worldwide extent of illegal fishing. *Public Library of Science ONE* 4 : e4570. doi: 10.1371/journal.pone.0004570

Alverson DL, Freeberg MH, Pope JG, Murawski SA, 1994. *A global assessment of fisheries bycatch and discards*. FAO Fisheries Technical Paper, no. 339. Rome : FAO. <http://www.fao.org/docrep/003/T4890E/T4890E00.htm>

Anderson ED, ed, 2002. *The Raymond JH Beverton lectures at Woods Hole, Massachusetts. Three lectures on fisheries sciences given may 2-3, 1994*. US Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SP0-54. <http://spo.nwr.noaa.gov/BevertonLectures1994/>

Anderson SC, Mills Flemming J, Watson R, Lotze HK, 2011. Rapid global expansion of invertebrate fisheries : Trends, drivers, and ecosystem effects. *Public Library of Science ONE* 6 : e14735. doi: 10.1371/journal.pone.0014735

Anderson SC, Branch TA, Ricard D, Lotze HK, 2012. Assessing global marine fishery status with a revised dynamic catch-based method and stock-assessment reference points. *ICES Journal of Marine Science* 69 : 1491-500. doi: 10.1093/icesjms/fss105

Anon, 2010. Cities : The century of the city. *Nature* 467 : 900-1. doi: 10.1038/467900a

Anses, 2013. *Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif aux recommandations sur les bénéfices et les risques liés à la consommation de produits de la pêche dans le cadre de l'actualisation des repères nutritionnels du PNNS*. Saisine n° 2012-SA-0202. Maisons-Alfort : Anses. <http://www.anses.fr/fr/documents/NUT2012sa0202.pdf>

Barton A, Hales B, Waldbusser GG, Langdon C, Feely RA, 2012. The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, shows negative correlation to naturally elevated carbon dioxide levels : Implications for near-term ocean acidification effects. *Limnology and Oceanography* 57 : 698-710. doi: 10.4319/lo.2012.57.3.0698

Baum JK, Worm B, 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology* 78 : 699-714. doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01531.x

Beddington JR, Agnew DJ, Clark CW, 2007. Current problems in the management of marine fisheries. *Science* 316 : 1713-6. doi: 10.1126/science.1137362

Behrenfeld MJ, O'Malley RT, Siegel DA, McClain CR, Sarmiento JL, Feldman GC, *et al.*, 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature* 444 : 752-5. doi: 10.1038/nature05317

Bell JD, Ganachaud A, Gehrke PC, Griffiths SP, Hobday AJ, Hoegh-Guldberg O, *et al.*, 2013. Mixed responses of tropical Pacific fisheries and aquaculture to climate change. *Nature Climate Change* 3 : 591-9. doi: 10.1038/nclimate1838

Benoît HP, Plante P, Kroiz M, Hurlbut T, 2013. A comparative analysis of marine fish species susceptibilities to discard mortality : effects of environmental factors, individual traits, and phylogeny. *ICES Journal of Marine Science* 70 : 99-113. doi: 10.1093/icesjms/fss132

Bensch A, Gianni M, Gréboval D, Sanders JS, Hjort A, 2008. *Worldwide review of bottom fisheries in the high seas*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, no. 522. Rome : FAO. <http://www.fao.org/docrep/012/i1116e/i1116e00.htm>

Blanchard JL, Jennings S, Holmes R, Harle J, Merino G, Allen JL, *et al.*, 2012. Potential consequences of climate change for primary production and fish production in large marine ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 367 : 2979-89. doi: 10.1098/rstb.2012.0231

Bostock J, McAndrew B, Richards R, Jauncey K, Telfer T, Lorenzen K, *et al.*, 2010. Aquaculture : global status and trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365 : 2897-912. doi: 10.1098/rstb.2010.0170

Branch TA, Watson R, Fulton EA, Jennings S, McGilliard CR, Publico GT, *et al.*, 2010. The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 468 : 431-5. doi: 10.1038/nature09528

Branch TA, Lobo AS, Purcell SW, 2013. Opportunistic exploitation : an overlooked pathway to extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 28 : 409-13. doi: 10.1016/j.tree.2013.03.003

Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, *et al.*, 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486 : 59-67. doi: 10.1038/nature11148

CEA (California Environmental Associates), 2012. *Charting a course to sustainable fisheries*. San Francisco : CEA. <http://www.chartingacourse.org/>

Chassot E, Bonhommeau S, Dulvy NK, Mélin F, Watson R, Gasquet D, Le Pape O, 2010. Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters* 13 : 495-505. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01443.x

Clark MR, Rowden AA, Schlacher T, Williams A, Consalvey M, Stocks KI, *et al.*, 2010. The ecology of seamounts : Structure, function, and human impacts. *Annual Review of Marine Science* 2 : 253-78. doi: 10.1146/annurev-marine-120308-081109

Cochrane KL, Douman DJ, 2005. The rising tide of fisheries instruments and the struggle to keep afloat. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360 : 77-94. doi: 10.1098/rstb.2004.1568

Condon RH, Duarte CM, Pitt KA, Robinson KL, Lucas CH, Sutherland KR, *et al.*, 2013. Recurrent jellyfish blooms are a consequence of global oscillations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 : 1000-5. doi: 10.1073/pnas.1210920110

Costello C, Ovando D, Hilborn R, Gaines SD, Deschenes O, Lester SE, 2012. Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science* ; 517-20. doi: 10.1126/science.1223389 338

- Cury PM, Shin YJ, Planque B, Durant JM, Fromentin JM, Kramer-Schadt S, et al., 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology and Evolution* 23 : 338-46. doi: 10.1016/j.tree.2008.02.005
- Cury PM, Boyd IL, Bonhommeau S, Anker-Nilssen T, Crawford RJM, Furness RW, et al., 2011. Global seabird response to forage fish depletion—One-third for the birds. *Science* 334 : 1703-6. doi: 10.1126/science.1212928
- Cushing DH, 1982. *Climate and Fisheries*. London (UK) : Academic Press.
- Doney SC, 2006. Plankton in a warmer world. *Nature* 444 : 695-6.
- Doulman DJ, Swan J, 2012. *A guide to the background and implementation of the 2009 FAO Agreement on Port State Measures to prevent, deter and eliminate illegal, unreported and unregulated fishing*. FAO Fisheries and Aquaculture Circular, no. 1074. Rome : FAO. <http://www.fao.org/docrep/015/i2590e/i2590e00.pdf>.
- EC (European Commission), 2009. *Green Paper. Reform of the Common Fisheries Policy*. COM (2009)163 final. Brussels, 22.4.2009. 27 p. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2009:0163:FIN:EN:PDF>
- EC (European Commission), 2011a. *On external dimension of the Common Fisheries Policy*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2011) 424 final. Brussels 13.7.2011. 16 p. http://ec.europa.eu/fisheries/reform/com_2011_424_en.pdf.
- EC (European Commission), 2011b. *Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on the Common Fisheries Policy*. COM/2011/0425 final - 2011/0195 (COD). <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52011PC0425:EN:NOT>.
- EC (European Commission), 2012. *Facts and figures of the Common Fishery Policy. Basic statistical data*. Luxembourg : Publication office of the European Union. doi: 10.2771/18990.
- Eichinger M, Loizeau V, Rouspard F, Le Guellec AM, Bacher C, 2010. Modelling growth and bioaccumulation of Polychlorinated biphenyls in common sole (*Solea solea*). *Journal of Sea Research* 64 : 373-85. doi: 10.1016/j.seares.2010.05.005
- Eikeset AM, Richter A, Dunlop ES, Dieckmann U, Stenseth NC, 2013. Economic repercussions of fisheries-induced evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 : 12259-64. doi: 10.1073/pnas.1212593110
- Ekau W, Auel H, Pörtner HO, Gilbert D, 2010. Impacts of hypoxia on the structure and processes in pelagic communities (zooplankton, macro-invertebrates and fish). *Biogeosciences* 7 : 1669-99. doi: 10.5194/bg-7-1669-2010
- Ernande B, Dieckmann U, Heino M, 2004. Adaptive changes in harvested populations : plasticity and evolution of age and size at maturation. *Proceedings of the Royal Society B* 271 : 415-23. doi: 10.1098/rspb.2003.2519
- FAO, 1995. *Code of Conduct for Responsible Fisheries*. Rome : FAO. <http://www.fao.org/docrep/005/v9878e/v9878e00.htm>
- FAO, 1999. *The State of World Fisheries and Aquaculture 1998*. Rome : FAO. <http://www.fao.org/docrep/w9900e/w9900e00.htm>
- FAO, 2011. *Review of the state of world marine fishery resources*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 569. Rome : FAO. <http://www.fao.org/docrep/015/i2389e/i2389e00.htm>
- FAO, 2012. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2012*. Rome : FAO. <http://www.fao.org/docrep/016/i2727e/i2727e00.htm>
- Flothmann S, von Kistowski K, Dolan E, Lee E, Meere F, Albun G, 2010. Closing loopholes : getting illegal fishing under control. *Science* 328 : 1235-6. doi: 10.1126/science.1190245
- Friedland KD, Stock C, Drinkwater KF, Link JS, Leaf RT, Shank BV, et al., 2012. Pathways between primary production and fisheries yields of large marine ecosystems. *Public Library of Science ONE* 7 : e28945. doi: 10.1371/journal.pone.0028945
- Froese R, Zeller D, Kleisner K, Pauly D, 2012. What catch data can tell us about the status of global fisheries. *Marine Biology* 159 : 1283-92. doi: 10.1007/s00227-012-1909-6
- Fromentin JM, Ernande B, Fablet R, de Pontual H, 2009. Importance and future of individual markers for the ecosystem approach to fisheries. *Aquatic Living Resources* 22 : 395-408. doi: 10.1051/alr/2009035
- Funk WC, McKay JK, Hohenlohe PA, Allendorf FW, 2012. Harnessing genomics for delineating conservation units. *Trends in Ecology and Evolution* 27 : 489-96. doi: 10.1016/j.tree.2012.05.012
- Gagern A, van den Bergh J, 2013. A critical review of fishing agreements with tropical developing countries. *Marine Policy* 38 : 375-86. doi: 10.1016/j.marpol.2012.06.016
- Garcia SM, de Leiva Moreno I, 2001. *Global overview of marine fisheries*. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem, Reykjavik, Iceland (1-4 October 2001). <ftp://ftp.fao.org/fi/document/reykjavik/pdf/01garcia.pdf>
- Garcia SM, Grainger RJM, 2005. Gloom and doom? The future of marine capture fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360 : 21-46. doi: 10.1098/rstb.2004.1580
- Garcia SM, Charles AT, 2008. Fishery systems and linkages : Implications for science and governance. *Ocean & Coastal Management* 51 : 505-27. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2008.05.001
- Garcia SM, Rosenberg AA, 2010. Food security and marine capture fisheries : characteristics, trends, drivers and future perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365 : 2869-80. doi: 10.1098/rstb.2010.0171
- Garcia SM, Kolding J, Rice J, Rochet MJ, Zhou S, Arimoto T, et al., 2012. Reconsidering the consequences of selective fisheries. *Science* 335 : 1045-7. doi: 10.1126/science.1214594
- Garibaldi L, 2012. The FAO global capture production database : A six-decade effort to catch the trend. *Marine Policy* 36 : 760-8. doi: 10.1016/j.marpol.2011.10.024
- Gattuso JP, Hansson L, 2011. *Ocean acidification : background and history*. In : Gattuso JP, Hansson L, eds. *Ocean acidification*. New York : Oxford University Press.
- Gemmell BJ, Costello JH, Colin SP, Stewart CJ, Dabiri JO, Tafti D, Priya S, 2013. Passive energy recapture in jellyfish contributes to propulsive advantage over other metazoans. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 : 17904-9. doi: 10.1073/pnas.1306983110
- Gibbs MT, Thébaud O, 2012. Beyond Individual Transferable Quotas : methodologies for integrating ecosystem impacts of fishing into fisheries catch rights. *Fish and Fisheries* 13 : 434-49. doi: 10.1111/j.1467-2979.2011.00442.x
- Gilly WF, Beman JM, Litvin SY, Robison BH, 2013. Oceanographic and biological effects of shoaling of the oxygen minimum zone. *Annual Review of Marine Science* 5 : 393-420. doi: 10.1146/annurev-marine-120710-100849
- Gordon HS, 1954. The economic theory of a common-property resource : The fishery. *The Journal of Political Economy* 62 : 124-42. Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/1825571>
- Goulletquer Ph, Gros Ph, Bœuf G, Weber J, eds, 2013. *Biodiversité en environnement marin*. Versailles : éditions Quæ.
- Gourguet S, Macher C, Doyen L, Thébaud O, Bertignac M, Guyader O, 2013. Managing mixed fisheries for bio-economic viability. *Fisheries Research* 140 : 46-62. doi: 10.1016/j.fishres.2012.12.005
- Gros Ph, 2011. *Écosystèmes marins*. In : Massu N, Landmann G, eds. *CCBio, Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine – synthèse de la bibliographie*. Paris : GIP Ecofor, MEDDTL. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00043/15394/>.
- Gruber N, 2011. Warming up, turning sour, losing breath: ocean biogeochemistry under global change. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 369 : 1980-96. doi: 10.1098/rsta.2011.0003
- Hall SJ, Hilborn R, Andrew NL, Allison EH, 2013. Innovations in capture fisheries are an imperative for nutrition security in the developing world. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 : 8393-8. doi: 10.1073/pnas.1208067110
- Harmelin-Vivien M, Bodiguel X, Charmasson S, Loizeau V, Mellon C, Tronczynski J, Cossa D, 2012. Differential biomagnification of PCB, PBDE, Hg and Radiocesium in the food web of the European hake from the NW Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 64 : 974-83. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.02.014
- Hauri C, Gruber N, Vogt M, Doney SC, Feely RA, Lachkar Z, et al., 2013. Spatiotemporal variability and long-term trends of ocean acidification in the California Current System. *Biogeosciences* 10 : 193-216. doi: 10.5194/bg-10-193-2013
- Hibbeln JR, Davis JM, Steer C, Emmett P, Rogers I, Williams C, Golding J, 2007. Maternal seafood consumption in pregnancy and neurodevelopmental outcomes in childhood (ALSPAC study) : an observational cohort study. *The Lancet* 369 : 578-85.
- High Seas Task Force, 2006. *Closing the net : Stopping illegal fishing on the high seas*. Governments of Australia, Canada, Chile, Namibia, New Zealand, and the United Kingdom, WWF, IUCN and the Earth Institute at Columbia University. London : IUU Fishing Coordination Unit, c/o Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). http://www.imcsnet.org/imcs/docs/hstf_final_report.pdf
- Hjort J, 1914. Fluctuations in the great fisheries of Northern Europe viewed in the light of biological research. *Rapports et Procès-verbaux du Conseil permanent international pour l'exploration de la mer* 20 : 1-228. <http://info.ices.dk/products/Historical/RPV020.pdf>

- IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers*. Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report. http://www.climatechange2013.org/images/uploads/WGIAR5-SPM_Approved27Sep2013.pdf
- ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas), 2006. *Report of the standing committee for catch and statistics (SCRS)*. PLE 014/2006. Madrid, Spain, October 2006. <http://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/PLE-014%20EN.pdf>
- ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas), 2012. *Report of the 2012 Atlantic Bluefin Tuna stock assessment session*. Doc. No. SCI-033/2012. Madrid, Spain, October 2012. http://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2012_BFT_ASSESS.pdf
- ICES, 2004. *ICES response to EC request for information and advice about appropriate ecoregions for the implementation of an ecosystem approach in European waters*. http://www.st.nmfs.noaa.gov/eop/workshops/documents/ICES_Eco_regions_advice_to_EC_2004.pdf
- Jennings S, Kaiser MJ, Reynolds JD, 2001. *Marine Fisheries Ecology*. Oxford (United Kingdom) : Wiley-Blackwell Science.
- Kaufman D, Kraay A, Mastruzzi M, 2009. *Governance Matters VIII : Aggregate and Individual Governance Indicators 1996-2008*. World Bank Policy Research Working Paper 4978. Washington (DC) : World Bank. http://www-wds.worldbank.org/servlet/WDSContentServer/WDS/IB/2009/06/29/000158349_20090629095443/Rendered/PDF/WPS4978.pdf
- Keeling RF, Körtzinger A, Gruber N, 2010. Ocean deoxygenation in a warming world. *Annual Review of Marine Science* 2 : 199-229. doi: 10.1146/annurev.marine.010908.163855
- Kelleher K, 2005. *Discards in the world's marine fisheries. An update*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 470. Rome : FAO. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/008/y5936e/y5936e00.pdf>
- King DM, Sutinen JG, 2010. Rational noncompliance and the liquidation of Northeast groundfish resources. *Marine Policy* 34 : 7-21. doi: 10.1016/j.marpol.2009.04.023
- Kleiven AR, Olsen EM, Vølstad JH, 2012. Total catch of a red-listed marine species is an order of magnitude higher than official data. *Public Library of Science ONE* 7 : e31216. doi: 10.1371/journal.pone.0031216
- Le Gallic B, Cox A, 2006. An economic analysis of illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing : Key drivers and possible solutions. *Marine Policy* 30 : 689-95. doi: 10.1016/j.marpol.2005.09.008
- Le Manach F, Gough C, Harris A, Humber F, Harper S, Zeller D, 2012. Unreported fishing, hungry people and political turmoil : the recipe for a food security crisis in Madagascar? *Marine Policy* 36 : 218-25. doi: 10.1016/j.marpol.2011.05.007
- Le Manach F, Andriamahefazafy M, Harper S, Harris A, Hosch G, Lange GM, et al., 2013. Who gets what? Developing a more equitable framework for EU fishing agreements. *Marine Policy* 38 : 257-66. doi: 10.1016/j.marpol.2012.06.001
- Lescrauwaet AK, Torreele E, Vincx M, Polet H, Mees J, 2013. Invisible catch : A century of bycatch and unreported removals in sea fisheries, Belgium 1929-2010. *Fisheries Research* 147 : 161-74. doi: 10.1016/j.fishres.2013.05.007
- Lucas CH, Graham WM, Widmer C, 2012. Jellyfish life histories : Role of polyps in forming and maintaining *Scyphomedusa* populations. *Advances in Marine Biology* 63 : 133-96. doi: 10.1016/B978-0-12-394282-1.00003-X
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and human well-being : Synthesis*. Island Press. Washington (DC) : World Resources Institute. <http://www.millenniumassessment.org/en/index.html>
- Melzner F, Gutowska MA, Langenbuch M, Dupont S, Lucassen M, Thorndyke MC, et al., 2009. Physiological basis for high CO₂ tolerance in marine ectothermic animals : pre-adaptation through lifestyle and ontogeny? *Biogeosciences* 6 : 2313-31. doi: 10.5194/bg-6-2313-2009
- Merino M, Barange M, Blanchard JL, Harle J, Holmes R, Allen I, et al., 2012. Can marine fisheries and aquaculture meet fish demand from a growing human population in a changing climate? *Global Environmental Change* 22 : 795-806. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2012.03.003
- Mesnil B, 2012. The hesitant emergence of maximum sustainable yield (MSY) in fisheries policies in Europe. *Marine Policy* 36 : 473-80. doi: 10.1016/j.marpol.2011.08.006
- Milazzo M, 1998. *Subsidies in world fisheries : a re-examination*. World Bank technical paper no. WTP 406. Fisheries series. Washington (DC) : The World Bank. <http://documents.worldbank.org/curated/en/1998/04/693638/subsidies-world-fisheries-re-examination>
- Myers RA, Baum JK, Shepherd TD, Powers SP, Peter CH, 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science* 315 : 1846-50. doi: 10.1126/science.1138657
- Norse EA, Brooke S, Cheung WWL, Clark MR, Ekeland I, Froese R, et al., 2012. Sustainability of deep-sea fisheries. *Marine Policy* 36 : 307-20. doi: 10.1016/j.marpol.2011.06.008
- OECD ; FAO, 2013. *OECD-FAO Agricultural Outlook 2013-2022*. Paris : OECD Publishing. doi: 10.1787/agr_outlook-2013-en.
- Österblom H, Sumaila UR, Bodin Ö, Hentati Sundberg J, Press AJ, 2010. Adapting to regional enforcement : Fishing down the governance index. *Public Library of Science ONE* 5 : e12832. doi: 10.1371/journal.pone.0012832
- Pandolfi JM, Connolly SR, Marshall DJ, Cohen AL, 2011. Projecting coral reef futures under global warming and ocean acidification. *Science* 333 : 418-22. doi: 10.1126/science.1204794
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres FC Jr, 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279 : 860-3.
- Pauly D, Froese R, 2012. Comments on FAO's State of Fisheries and Aquaculture, or `SOFIA 2010'. *Marine Policy* 36 : 746-52. doi: 10.1016/j.marpol.2011.10.021
- Pauly D, Belhabib D, Blomeyer R, Cheung WWL, Cisneros-Montemayor AM, Copeland D, et al., 2013. China's distant-water fisheries in the 21st century. *Fish and Fisheries*. First published online 23 March 2013. doi: 10.1111/faf.12032.
- Pikitch E, Boersma PD, Boyd IL, Conover DO, Cury P, Essington T, et al., 2012. *Little fish, big impact : Managing a crucial link in ocean food webs*. Lenfest Ocean Program. Washington (DC) : Institute for Ocean Conservation Science. <http://www.ocean-conservation-science.org/foragefish/>
- Pikitch EK, Rountos KJ, Essington TE, Santora C, Pauly D, Watson R, et al., 2014. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. *Fish and Fisheries* 15 : 43-64. doi: 10.1111/faf.12004
- Pitcher TJ, Clark MR, Morato T, Watson R, 2010. Seamount fisheries : Do they have a future? *Oceanography* 23 : 134-44. doi: 10.5670/oceanog.2010.66
- Poloczanska ES, Brown CJ, Sydeman WJ, Kiessling W, Schoeman DS, Moore PJ, et al., 2013. Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change* 3 : 919-25. doi: 10.1038/nclimate1958
- Pörtner HO, 2008. Ecosystem effects of ocean acidification in times of ocean warming : a physiologist's view. *Marine Ecology Progress Series* 373 : 203-17. doi: 10.3354/meps07768
- Pörtner HO, Peck MA, 2010. Climate change effects on fishes and fisheries : towards a cause-and-effect understanding. *Journal of Fish Biology* 77 : 1745-79. doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02783.x
- Puig P, Canals M, Company JB, Martín J, Amblas D, Lastras G, et al., 2012. Ploughing the deep sea floor. *Nature* 489 : 286-9. doi: 10.1038/nature11410
- Reinfelder JR, 2011. Carbon concentrating mechanisms in eukaryotic marine phytoplankton. *Annual Review of Marine Science* 3 : 291-315. doi: 10.1146/annurev-marine-120709-142720
- Ricard D, Minto C, Jensen OP, Baum JK, 2012. Examining the knowledge base and status of commercially exploited marine species with the RAM Legacy Stock Assessment Database. *Fish and Fisheries* 13 : 390-8. doi: 10.1111/j.1467-2979.2011.00435.x
- Richardson AJ, Bakun A, Hays CG, Gibbons MJ, 2009. The jellyfish joyride : causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends in Ecology & Evolution* 24 : 312-22. doi: 10.1016/j.tree.2009.01.010
- Rochman CM, Browne MA, Halpern BS, Hentschel BT, Hoh E, Karapanagioti HK, et al., 2013. Classify plastic waste as hazardous. *Nature* 494 : 169-71. doi: 10.1038/494169a
- Ryther JH, 1969. Photosynthesis and fish production in the sea. *Science* 166 : 72-6. <http://www.jstor.org/stable/1727735>
- Sethi SA, Branch TA, Watson R, 2010. Global fishery development patterns are driven by profit but not trophic level. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107 : 12163-7. doi: 10.1073/pnas.1003236107
- Sharpe DMT, Hendry AP, 2009. Life history change in commercially exploited fish stocks: an analysis of trends across studies. *Evolutionary Applications* 2 : 260-75. doi: 10.1111/j.1752-4571.2009.00080.x
- Sherman K, Sissenwine M, Christensen V, Duda A, Hempel G, Ibe C, et al., 2005. A global movement toward an ecosystem approach to management of marine resources. *Marine Ecology Progress Series* 300 : 275-9. http://www.int-res.com/articles/meps_oa/m300p241.pdf
- Simpson SD, Jennings S, Johnson MP, Blanchard JL, Schön PJ, Sims DW, Genner MJ, 2011. Continental shelf-wide response of a fish assemblage to rapid warming of the sea. *Current Biology* 21 : 1565-70. doi: 10.1016/j.cub.2011.08.016

- Smith MD, Roheim CA, Crowder LB, Halpern BS, Turnipseed M, Anderson JL, *et al.*, 2010. Sustainability and Global Seafood. *Science* 327 : 784-6. doi: 10.1126/science.1185345
- Squires D, Vestergaard N, 2013. Technical change in fisheries. *Marine Policy* 42 : 286-92. doi: 10.1016/j.marpol.2013.03.019
- Steinacher M, Joos F, Frölicher TL, Bopp L, Cadule P, Cocco V, *et al.*, 2010. Projected 21st century decrease in marine productivity : a multi-model analysis. *Biogeosciences* 7 : 979-1005. doi: 10.5194/bg-7-979-2010
- Stenseth NC, Rouyer T, 2008. Destabilized fish stocks. *Nature* 452 : 825-6.
- Sumaila UR, Lam V, Le Manach F, Swartz W, Pauly D, 2013. *Global fisheries subsidies*. European Parliament, Directorate-General for Internal Policies. IP/B/PECH/IC/2013-146. Note PE 513.978. [http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/note/join/2013/513978/IPOL-PECH_NT\(2013\)513978_EN.pdf](http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/note/join/2013/513978/IPOL-PECH_NT(2013)513978_EN.pdf)
- Tacon AGJ, Metian M, 2013. Fish matters : Importance of aquatic foods in human nutrition and global food supply. *Reviews in Fisheries Science* 21 : 22-38. doi: 10.1080/10641262.2012.753405
- Teacher AGF, André C, Jonsson PR, Merilä J, 2013. Oceanographic connectivity and environmental correlates of genetic structuring in Atlantic herring in the Baltic Sea. *Evolutionary Applications* 6 : 549-67. doi: 10.1111/eva.12042
- Teuten EL, Saquing JM, Knappe DUF, Barlaz MA, Jonsson S, Björn A, *et al.*, 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364(1526):2027-45. doi: 10.1098/rstb.2008.0284
- Watson RA, Morato T, 2013. Fishing down the deep: Accounting for within-species changes in depth of fishing. *Fisheries Research* 140 : 63-5. doi: 10.1016/j.fishres.2012.12.004
- Watson R, Zeller D, Pauly D, 2013. Primary productivity demands of global fishing fleets. *Fish and Fisheries*. First published online 10 January 2013. doi: 10.1111/faf.12013
- van Wijk SJ, Taylor MI, Creer S, Dreyer C, Rodrigues FM, Ramnarine IW, *et al.*, 2013. Experimental harvesting of fish populations drives genetically based shifts in body size and maturation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11 : 181-7. doi: 10.1596/978-0-8213-7790-1
- World Bank, FAO, 2009. *The Sunken Billions. The economic justification for fisheries reform*. Agriculture and Rural Development Department. Washington (DC) : The World Bank. doi: 10.1596/978-0-8213-7790-1.
- Worm B, Hilborn R, Baum JK, Branch TA, Collie JS, Costello C, *et al.*, 2009. Rebuilding Global Fisheries. *Science* 325 : 578-85. doi: 10.1126/science.1173146
- Worm B, Branch TA, 2012. The future of fish. *Trends in Ecology and Evolution* 27 : 594-9. doi: 10.1016/j.tree.2012.07.005