

M.E.S., Numéro 117, Vol. 2, Avril-Juin 2021

<https://www.mesrids.org>

Dépôt légal : MR 3.02103.57117

Mise en ligne le 17 janvier 2022

RESSOURCES NATURELLES RENOUVELABLES EN PROPRIÉTÉ COMMUNE : LES ZONES DE PÊCHE ET LES ESPÈCES RECHERCHÉES POUR VALEUR COMMERCIALE

par

Jean-Pierre LOFANDJO BONGENGE⁷⁸

*Assistant, Faculté des Sciences Economiques et de Gestion
Université de Kinshasa*

RESUME

L'accès illimité aux espèces commerciales prisées se solde, en général, par une surexploitation. Cette surexploitation entraîne à son tour une surcapitalisation, une baisse des revenus pour les pêcheurs et commence à régresser des populations biologiques. Cela peut même aller jusqu'à l'extinction des espèces, surtout pour celles qui se distinguent par leur coût d'extraction particulièrement bas (le saumon du pacifique par exemple). Lorsque les coûts d'extraction sont plus élevés, les risques d'extinction sont réduits, même en cas d'accès illimité.

Le secteur public comme le secteur privé essaient de résoudre les problèmes provoqués par les erreurs de gestion antérieure des populations d'espèces sauvages. En ce qui concerne les espèces marines, le Japon et d'autres pays ont encouragé le développement de l'aquaculture en renforçant les droits de propriété privée. Au Canada et aux Etats-Unis, le gouvernement a pris des mesures destinées à limiter la surexploitation du saumon du pacifique. Des accords internationaux ont été signés afin de limiter la chasse à la baleine.

En ce qui concerne les espèces terrestres, des pays comme le Zimbabwe ont mis au point des stratégies spécifiques visant à parvenir la conversion excessive des terres d'habitat au profit de l'agriculture, de l'exploitation minière et de l'urbanisation. Ces stratégies permettent notamment de protéger l'habitat en reconnaissant et appréciant la valeur de cet usage spécifique des terres.

Abstract

Unrestricted access to valuable commercial species generally results in over exploitation. This over exploitation in turn leads to over exploitation. A drop in income for fishermen and begins to decline in organic populations. This can even go as far as the extinctions spaces, especially for those which are distinguished by their particularly low extraction cost (pacific salmon for example). When extraction cost are higher, the risk of extinction is reduced in the event of unrestricted access.

Both the public and private sectors are trying to solve the problems caused by the past management errors of wild space populations with regard to more areas, JAPON and other countries have encouraged the development of aquaculture by

strengthening and the United States, the government has over fishing of pacific salmon. International agreements have been signed to limit whaling.

With regard to land areas, countries like Zimbabwe have developed specific strategies aimed at achieving the excessive conversion of habitat land to agriculture, mining and urbanization. These strategies make it possible in particular to protect the habitat by recognizing and appreciating the value of this specific land use.

Concepts clés : ressources naturelles renouvelables, propriété commune, les zones de pêche, les espèces et valeur commerciale.

INTRODUCTION.

Les hommes partagent leur planète avec de nombreuses autres espèces vivantes. La manière dont ces ressources biologiques sont traitées dépend de leur valeur commerciale (la valeur d'usage) et des programmes d'incitation proposés par les acteurs les mieux placés pour protéger ces espèces. La destruction de l'habitat naturel constitue une menace majeure pour les espèces naturelles⁷⁹. On peut donc en déduire que la protection des espèces passe en grande partie par la protection de leur habitat. Dans ce cadre, les subventions accordées aux agriculteurs peuvent favoriser la conversion excessive d'habitats productifs à des fins agricoles et conduire à la destruction des écosystèmes forestiers. Modifier les éléments des écosystèmes forestiers permettra peut-être de protéger l'habitat naturel des espèces. Protéger l'habitat naturel ne suffit pourtant plus une fois que la valeur commerciale des espèces est d'ailleurs une épée à double tranchant. D'un côté, elle justifie que l'on s'inquiète de l'avenir des espèces les plus recherchées. D'un autre, cela peut entraîner une exploitation excessive, voire l'extinction, de certaines espèces si la population concernée passe sous un seuil critique.

L'extinction est un problème important (c'est le fait de perdre son existence ou son efficacité), mais ce n'est pas le seul élément pris en compte dans la gestion des ressources renouvelables. Si c'était le cas, les politiques publiques se concentreraient exclusivement sur un ensemble des mesures préventives contre des risques, un luxe que les propriétaires des zones de pêche ne peuvent guère se permettre à l'heure actuelle. Les espèces biologiques appartiennent à la catégorie des ressources renouvelables que nous appellerons ressources interactives dont la quantité de ressource restante (population) est calculée en fonction de paramètres biologiques ainsi que des mesures prises par la société. La taille de la population indique ensuite le niveau de disponibilité de ces ressources à l'avenir. Les actions entreprises par les hommes vont donc déterminer le flux de ces ressources avec le temps. Comme ce flux n'est pas uniquement un phénomène naturel, on peut en

⁷⁸ Assistant à l'Université de Kinshasa (UNIKIN) Faculté des sciences Economiques et de Gestion (FASEG). Département des sciences économiques.

⁷⁹ Pour un point sur l'état de la biodiversité mondiale, voir Secrétariat de la convention sur la diversité biologique, « Perspectives mondiale de la diversité biologique »3°. Ed., Montréal, 2010.

déduire qu'il existe une autre dimension à ne pas négliger : l'utilisation optimale au fil du temps et au fil des générations.

De ce qui précède, deux questions nous préoccupent les ressources naturelles en propriété commune, à savoir :

- quel est le niveau d'utilisation efficiente des ressources renouvelables interactives ?
- faut-il d'influences extérieures, peut-on se fier au marché pour atteindre ce niveau et s'y maintenir ?

Les objectifs de cette étude sont triples, à savoir définir des zones de pêche qui repose sur le modèle biologique proposé à l'origine par Schaefer, définir aussi une location efficiente pour la zone de pêche et spécifier l'allocation optimale du marché, et enfin, l'utilisation des politiques publiques concernant les zones de pêche par l'approche qui permet au marché de fonctionner normalement.

Notre étude de cas va se baser sur les zones de pêche (des surfaces importantes ou des portions qu'on pêche des poissons). Nous allons commencer par définir quel serait le niveau efficient de production d'une zone de pêche. Nous allons ensuite voir si les institutions économiques et politiques passent le test d'efficience, puis nous allons étudier comment recourir aux programmes d'incitations économiques pour assurer une pêche durable. Pour finir, nous allons nous intéresser à un autre type d'opportunité commerciale en lien avec l'écotourisme et pouvant être utilisées pour protéger certaines catégories spécifiques d'espèces naturelles.

Cette étude compte trois points. Le premier présente la pêche efficiente. Le deuxième traite de l'appropriation et des solutions du marché. Le troisième et dernier point analyse les politiques publiques concernant les zones de pêche. Une brève conclusion met un terme à ce travail.

I. Pêche Efficiente.

1.1 Dimension biologique

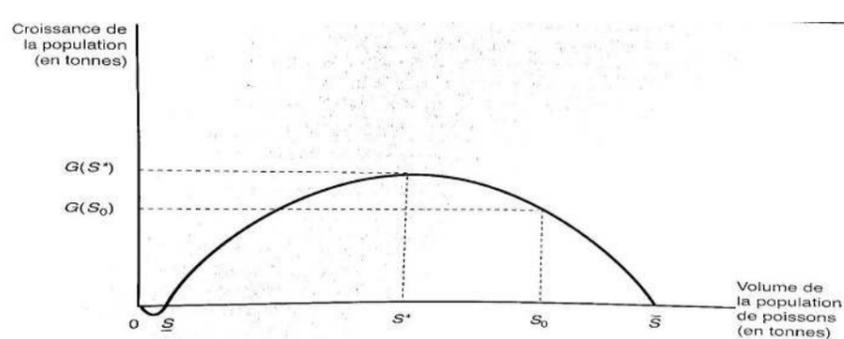
Comme de nombreuses autres études, notre définition des zones de pêche repose sur un modèle biologique proposé à l'origine par Schaefer (1957). Le modèle de Schaefer émet l'hypothèse selon laquelle il existe une relation particulière entre le niveau de la population de poissons et la croissance de cette dernière. Cette relation est une moyenne, dans le sens où elle subit plusieurs influences telles que la température de l'eau et la pyramide des âges chez la population observée. Ce modèle ne vise donc pas à analyser la zone de pêche au jour le jour ; il cherche plutôt à établir une moyenne sur le long terme et à constater comment ces diverses influences ont tendances à interagir entre elles (voir figure1).

Le volume de la population est représenté sur l'axe horizontal, et sa croissance sur l'axe vertical. Ce graphique montre que, sur l'intervalle (\underline{S} ; S^*), la croissance augmente en même temps que la population, alors que sur l'intervalle (S^* ; \bar{S}), le taux de croissance diminue régulièrement au fur et à mesure que la population de poissons augmente.

Pour mieux comprendre la relation entre ces deux dimensions, observons de plus près les points \underline{S} et \bar{S} qui sont les deux seuils de population correspondant à une croissance nulle. \bar{S} représente l'équilibre naturel car il correspond au niveau de

population qui se maintiendrait en l'absence d'influences extérieures. La réduction de la population provoquée par la mortalité des poissons ou leur migration vers d'autres zones serait exactement compensée par une augmentation de la population due aux naissances, à la croissance des poissons présents dans la population existante et à la migration vers cette zone.

Cet équilibre naturel est durable parce qu'il est stable. Dans un équilibre stable, les mouvements responsables d'une baisse de la population déclenchent des mécanismes puissants visant à restaurer le niveau initial. Si par exemple, le niveau de la population dépasse temporairement le point \bar{S} , il dépassera la capacité de l'habitat (appelé capacité de charge Carrying capacity). Le taux de mortalité ou migration vers d'autres zones va donc augmenter jusqu'à ce que la population revienne au niveau qui correspond aux limites de la capacité de charge de cet habitat pour le point \bar{S} .



Source: Relation entre la population existante et sa croissance.

Cette tendance à retourner au point \bar{S} fonctionne aussi dans l'autre sens. Supposons que la population passe temporairement sous le niveau \bar{S} . Comme la quantité de poisson est à présent moins élevée, la puissance va être positive et leur nombre va augmenter. Avec le temps, la population de poisson va se déplacer vers la droite le long de la courbe jusqu'à ce que le niveau \bar{S} soit de nouveau atteint.

Que dire des autres points situés sur la courbe ? \underline{S} Représente le seuil minimum de la population pour la survie de l'espèce, soit le niveau en deçà duquel la croissance de la population sera négative (la mortalité et la migration hors de cette zone seront supérieures aux naissances et aux zones migrations vers cette zone). Contrairement au point \bar{S} , l'équilibre est cette fois instable. Chaque volume de la population supérieure à \underline{S} engendre une croissance positive et un mouvement qui suit la courbe en direction de \bar{S} . Pour tout niveau de la population inférieur à \underline{S} , le nombre de poissons décline jusqu'à l'extinction. Dans cette zone, aucun mécanisme puissant ne se déclenche pour faire revenir la population à un niveau permettant d'assurer la survie de l'espèce.

Le niveau de pêche est censé offrir un rendement soutenable tant qu'il est égal au taux de croissance de la population, puisqu'il peut dans ce cas, être maintenu indéfiniment. Tant que la population reste constante, le taux d'accroissement et donc le niveau de pêche restent eux aussi constants.

En biologie, S^* est le niveau de population offrant un rendement soutenable (maximum sustainable) dans la mesure

où il correspond à la croissance maximale de la population. Le rendement maximal soutenable est donc égal à la croissance maximale et il représente la quantité la plus importante de poissons pouvant être pêchée en continu. Si les prises sont égales à la croissance, le rendement soutenable pour une population comprise entre \underline{S} et \bar{S} pourra être calculé en traçant une ligne verticale entre la quantité visée sur l'axe horizontal et son point d'intersection avec la courbe, puis en traçant une ligne horizontale entre ce point et l'axe vertical. Le rendement soutenable désigne la croissance de la biomasse définie par l'intersection entre cette ligne et l'axe vertical. Sur la figure 1, $G(S_0)$ représente donc le rendement soutenable pour une population de S_0 . Comme la quantité de poisson prise est égale à la croissance de cette dernière, le niveau de la population (et la croissance de l'année suivante) reste le même.

La raison pour laquelle $G(S^*)$ désigne le rendement maximal soutenable est maintenant claire. Des prises plus importantes seraient envisageables à court terme, mais leur niveau ne pourrait pas se maintenir, car cela entraînerait une réduction de la population, voire l'extinction de l'espèce, si le nombre de poissons devenait inférieur à \underline{S} .

1.2 Rendement soutenable efficient.

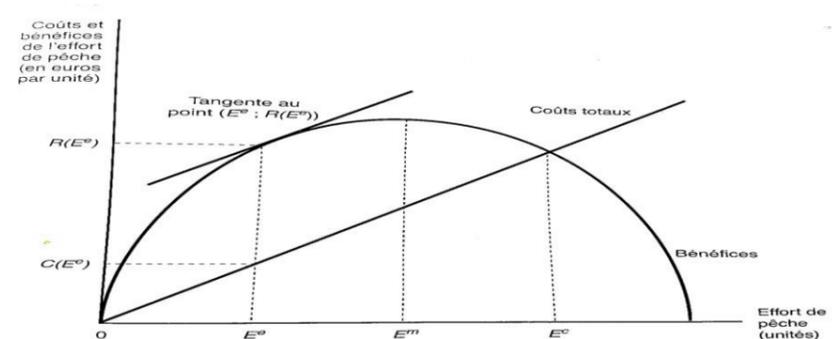
Le rendement maximal est-il synonyme d'efficacité? La réponse est non. Souvenons-nous que l'efficacité consiste à maximiser le bénéfice net grâce à l'usage qui est fait de la ressource. Pour définir l'allocation efficiente, il faut donc inclure les coûts ainsi que les bénéfices associés à la pêche. Commençons par définir le rendement efficient (efficient sustainable yield). Celui-ci correspond au niveau de pêche qui, maintenu indéfiniment, permettrait d'obtenir le bénéfice net annuel le plus important. Pour simplifier notre analyse, nous allons là baser sur trois hypothèses : (1) le prix du poisson est constant et ne dépend pas de la quantité vendue ; (2) le coût marginal de chaque unité d'effort fourni pour la pêche est constant ; (3) la quantité de poisson pêchée d'effort fourni est proportionnelle au niveau de la population (plus le niveau de la population est faible, moins attrapera-t-on de poisson par unité d'effort fourni).

Quand le rendement est soutenable, les prises, la population, le niveau d'effort fourni et les bénéfices nets *d'un rendement soutenable efficient maximise le bénéfice net constant* au fil du temps.

Sur figure 2, les bénéfices (revenus) et les coûts sont représentés comme une fonction de l'effort de pêche et peuvent être calculés en nombre de bateaux par année, en heures de pêche ou à l'aide d'autres outils de mesure adaptés. La forme de la fonction de revenu est cohérente avec celle de la fonction représentée sur la figure 1, puisque le prix du poisson est censé être constant. Pour éviter toute confusion, notons que l'augmentation de l'effort de pêche sur figure 1, provoquerait une réduction de la population se traduisant par un déplacement de la droite vers la gauche sur l'axe horizontal. Comme la variable située sur l'axe horizontal de la figure 2, représente l'effort (et non pas la population), le fait d'augmenter l'effort de pêche sera illustré cette fois-ci par un déplacement de la gauche vers la droite.

En augmentant le niveau d'effort fourni, on finit par atteindre le point (E^m) au-delà duquel le fait de fournir des efforts supplémentaires va réduire la pêche et les revenus générés au fil des années. Ce point correspond bien sûr, la figure 2, au rendement maximal soutenable de la figure 1. Chaque niveau d'effort présent sur la figure 2, correspond à un des niveaux de population vus sur la figure 1. Le bénéfice net apparaît sur la figure 2, en tant que différence (distance verticale) entre les bénéfices (prix multiplié par les unités d'effort fourni). Le niveau d'effort efficient est E^e , soit le point du diagramme pour lequel la distance verticale entre les bénéfices et les coûts est maximisée.

Figure n°2.



Source: Relation soutenable efficient d'une zone de pêche.

E^e est le niveau d'effort efficient parce qu'il correspond au point où le bénéfice marginal est égal au coût marginal⁸⁰. Les niveaux d'effort supérieurs à E^e sont inefficients, car le coût supplémentaire induit est supérieur au bénéfice procuré par le poisson supplémentaire pêché. Pour bien enraciner ces concepts dans notre esprit, imaginez ce qui arriverait au rendement soutenable efficient en cas de changement technologique (utilisation d'un appareil de détection de type sonar par exemple) ayant pour conséquence de réduire le coût marginal de la pêche. La baisse du coût marginal se traduirait par une rotation vers la droite depuis l'origine de la courbe du coût total.⁸¹

Dans cette nouvelle configuration, l'ancien niveau d'effort fourni n'est plus efficient puisque, à ce niveau d'effort, le coût marginal de la pêche est maintenant inférieur au bénéfice marginal. Il faut donc augmenter l'effort fourni afin d'augmenter le bénéfice marginal, et donc le bénéfice net (le coût marginal est supposé constant). Le nouvel équilibre nécessite par conséquent une augmentation de l'effort, des prises plus importantes, une baisse de la population et des bénéfices nets plus élevés pour cette zone de pêche.

II. Appropriabilité et solutions du marché.

Nous avons maintenant défini une location efficiente pour la zone de pêche. L'étape suivante consiste à spécifier quelle est l'allocation normale du marché et à comparer ces deux allocations. Si des différences émergent entre les deux, la

⁸⁰ Soit $R(E)$ la fonction de bénéfice et $C(E)$ la fonction de coût. Algébriquement, le bénéfice marginal correspond à la dérivée première, noté $R'(E)$, de la fonction de bénéfice par rapport à l'effort fourni. Le coût marginal correspond à la dérivée première, notée $C'(E)$, de la fonction de coût par rapport à l'effort fourni.

⁸¹ Autrement dit, pour niveau d'effort E , excepté $E=0$, $C(E)$ serait inférieur à ce qu'il était avant l'introduction de la nouvelle technique.

possibilité de recourir à des politiques publiques pour mettre en place diverses mesures correctives pourra être envisagée. Penchons-nous d'abord sur l'allocation de la ressource dans une zone de pêche gérée par un propriétaire exclusif. Ce dernier dispose d'un droit de propriété bien défini concernant le poisson.

Il souhaitera sans doute maximiser ses profits. Si on laisse de côté l'actualisation pour le moment, supposons que le propriétaire peut accroître ses profits en augmentant l'effort consacré à la pêche jusqu'à ce que le revenu marginal soit égal au coût marginal. Cela correspond à l'effort E^e , qui correspond au rendement soutenable efficient. Il obtiendra alors des bénéfices positifs d'un montant égale à la différence entre $R(E^e)$ et $C(E^e)$ sur la figure 2.

Les propriétaires exclusifs ne sont cependant pas la norme dans les zones de pêche océaniques. Dans ce contexte, les ressources sont le plus souvent en libre accès : personne n'exerce un contrôle sur elles. Les droits de propriété ne reviennent pas à un seul individu, aucun pêcheur ne peut empêcher les autres d'exploiter la zone de pêche.

Quels sont les problèmes qui se posent lorsque l'accès à la zone de pêche n'est absolument pas réglementé ? Le libre accès aux ressources engendre deux types de coûts externes : (1) un coût externe immédiat et (2) un coût intergénérationnel. Le coût immédiat (pris en charge par la génération actuelle) englobe les ressources excessives mobilisées pour la pêche : trop de bateaux, trop de pêcheurs, trop d'effort. Les pêcheurs subissent alors une baisse substantielle du rendement par rapport aux efforts fournis. Le coût externe intergénérationnel (pris en charge par les générations futures) est une conséquence de la surexploitation qui provoque une diminution de la quantité de poisson disponible, et réduit donc les profits issus de l'activité de pêche dans le futur.⁸²

Lorsqu'un nombre trop élevé de pêcheurs dispose d'un accès illimité à une zone de pêche commune, les droits de propriété définissant à qui appartient le poisson ne sont plus efficaces. Comme le profit réalisé par chaque bateau est proportionnel à la rente de rareté, cette dernière motive de nouveaux pêcheurs à entrer sur le marché. Cela fait grimper les prix et fini même par éliminer la rente. Le libre accès entraîne une surexploitation.

Au contraire, un propriétaire exclusif choisira de ne pas déployer un niveau d'effort supérieur à E^e , puisque cela reviendrait à diminuer les profits réalisés dans la zone de pêche, ce qui entraînerait une perte personnelle. Dans ce contexte, les pertes personnelles coïncident avec les pertes occasionnées pour la société. Lorsque l'accès à la zone de pêche n'est pas limité, la décision d'étendre les efforts au-delà de E^e va faire diminuer les profits réalisés dans la zone de pêche.

III. Les politiques publiques concernant les zones de pêche

Que peut-on faire ? Plusieurs politiques publiques sont envisageables pour répondre à cette question. Le mieux est

sans doute de commencer par l'approche qui permet tout simplement au marché de fonctionner normalement.

3.1. Révision des statistiques de la FAO relatives à la production des pêches et de l'aquaculture

Par rapport à l'édition 2018 de la situation mondiale des pêches et de l'aquaculture, les données relatives à la production tant halieutique qu'aquacole qui figurent dans l'édition 2020 font apparaître une révision à la baisse pour la période 2009-2016, et ce, à la suite d'une réévaluation des données concernant la Chine. En 2016, le pays a mené son troisième recensement national de l'agriculture, réalisé par le ministère de l'agriculture et des affaires rurales en collaboration avec le Bureau national des statistiques. Dans le cadre de ce recensement, on a interrogé cinq millions de personnes. Comme cela avait été fait pour la première fois lors du recensement de 2006, des questions sur la pêche et l'agriculture ont également été incluses dans le recensement de 2016.

Ces recensements agricoles peuvent présenter un intérêt inestimable dans la mesure où ils fournissent des fiables de statistiques en permettant de recueillir un éventail de données plus large que celui qui peut être produit par des registres administratifs ou sondages (généralement utilisés pour estimer les statistiques agricoles, y compris celles relatives à la pêche et à l'agriculture). Sur la base des résultats du recensement, et conformément aux normes et méthodologies en vigueur à l'échelle internationale, la Chine a révisé ses données concernant l'agriculture, l'élevage, l'aquaculture et la pêche jusqu'en 2016. Les données variées recueillies lors du recensement ont permis de réviser les chiffres relatifs à l'aquaculture, l'emploi, la flotte de pêche et d'autres indicateurs.

Ces données révisées ont permis de connaître mieux et plus en détail le secteur de la pêche et de l'aquaculture et son ampleur, et servi de référence pour affiner les estimations précédentes concernant la production de poisson chinoise pour 2016. En prenant les données de 2016 comme point de référence, la Chine a ajusté ses données de production de la pêche et de l'agriculture pour 2012-2015 conformément aux ratios de production figurant dans les rapports annuels de chaque province pour chacune des années considérées. Suivant le même raisonnement, et en consultation avec la Chine, la FAO a ensuite procédé à une révision de statistiques pour ce pays pour 2009-2011 afin de mieux refléter l'évolution globale de la production chinoise et d'éviter une rupture majeure dans les séries chronologiques et les tendances.

Les révisions ont varié selon les espèces, les régions et les secteurs et, à l'exclusion des plantes aquatiques, le résultat global a été une correction à la baisse des données de 2016 d'environ 13,5% (5,2 millions de tonnes) pour la production totale du secteur chinois de la pêche et de l'aquaculture. Ce chiffre global traduit une révision à la baisse de 7,0% (3,4 millions de tonnes) de la production aquacole de la Chine est de 10,1% (1,8 millions de tonnes) de sa production halieutique. Ces ajustements, ainsi que les révisions opérées par quelques autres pays, ont conduit la FAO à revoir à la baisse ses statistiques mondiales pour 2016 d'environ 2% pour la

⁸² Cela se traduit par une baisse de la quantité de poisson disponible pour la génération future ainsi que par une baisse des profits si le revenu d'effort fourni est supérieur à celui correspondant au rendement maximal soutenable.

production des pêches de capture et de 5% pour la production aquacole. On notera que la production chinoise de plantes aquacultures a également été corrigée pour tenir compte d'une diminution de 8% du poids sec enregistrée en 2016.

Malgré cette révision, à laquelle s'ajoute le déclin de sa production halieutique (estime à 11% en 2018 par rapport à 2015) et le ralentissement de la croissance de sa production aquacole, principalement en raison de la mise en œuvre de plan quinquennal 2016-2020, la Chine reste de loin le principal producteur de poisson. En 2018, sa production a atteint 62,2 millions de tonnes (47,6 millions de tonnes provenant de l'aquaculture et 14,6 millions de tonnes des pêches de capture), ce qui correspond à une part de 58% de la production aquacole totale, 15% des pêches de capture et de 35% de la production totale de poisson. C'est la deuxième fois que la Chine entreprend une révision majeure de ses données relatives aux pêches de capture et à l'aquaculture.

La première fois, cet exercice avait été réalisé sur la période 1997-2006. Les données de 2006 avaient été modifiées sur la base d'une révision de la méthodologie statistique à la suite du recensement agricole national de 2006, ainsi que sur la base des résultats de diverses enquêtes pilotes menées, pour la plupart, en collaboration avec la FAO. Les données de 2006 avaient alors été révisées à la baisse de plus de 10%, ce qui correspondait à une réduction de plus de 2 millions de tonnes de la production halieutique et de plus de 3 millions de tonnes de la production aquacole. Ces changements avaient entraîné un ajustement à la baisse de 2% de la production mondiale des pêches de capture et de 8% de la production aquacole mondiale. Les statistiques chinoises relatives à la période 1997-2005 avaient ensuite été révisées, ce qui avait eu un impact à la baisse sur les statistiques mondiales des pêches et de l'aquaculture rapportées par la FAO. On trouvera de plus amples informations sur les changements intervenus pour les années 1997- 2006 et sur le travail effectué par le FAO en consultation avec les autorités chinoises dans les éditions 2008, 2010 et 2012 de la situation mondiale des pêches et de l'aquaculture.

TABLEAU I. PRODUCTION DE LA PECHE DE CAPTURE : PRINCIPALES ZONES DE PECHE DE LA FAO

SOURCE : « La situation mondiale des pêches et de l'agriculture », FAO, Rome, 2018 (deuxième partie, « situation mondiale des pêches et de l'agriculture », p17.

Code de la zone de pêche	Nom de la zone de pêche	Production (moyenne par an)				Part en pourcentage			
		Années 1980	Années 1990	Années 2000	2015	2016	2017	2018	
Captures eaux continentales									
		<i>(en millions de tonnes, poids vif)</i>							
01	Afrique (eaux continentales)	1,47	1,89	2,34	2,84	2,87	3,00	3,00	25
02	Amérique du Nord (eaux continentales)	0,23	0,21	0,18	0,21	0,26	0,22	0,30	2
03	Amérique du Nord (eaux continentales)	0,32	0,33	0,39	0,36	0,34	0,35	0,34	3
04	Asie (eaux continentales)	2,87	4,17	5,98	7,30	7,44	7,90	7,95	66
05	Europe (eaux continentales)	0,28	0,43	0,36	0,43	0,44	0,41	0,41	3
06	Océanie (eaux continentales)	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0
07	Zone de l'ex-Union soviétique (eaux continentales)	0,51	-	-	-	-	-	-	-
Total-eaux continentales		5,70	7,05	9,27	11,15	11,37	11,91	12,02	100
Captures marines									
21	Atlantique Nord-Ouest	2,91	2,33	2,22	1,85	1,82	1,75	1,68	7
27	Atlantique Nord-Est	10,44	10,39	9,81	9,14	8,32	9,33	9,32	41
31	Atlantique Centre-Ouest	2,01	1,83	1,55	1,40	1,54	1,45	1,49	7
34	Atlantique Centre-Est	3,20	3,56	3,76	4,45	4,88	5,41	5,50	24
37	Méditerranée et mer Noire	1,84	1,50	1,54	1,33	1,26	1,36	1,31	6
41	Atlantique Sud-Ouest	1,78	2,25	2,15	2,44	1,58	1,84	1,79	8
47	Atlantique Sud-Est	2,32	1,56	1,54	1,68	1,70	1,68	1,55	7
Total-océan Atlantique et Méditerranée		24,50	23,41	22,57	22,29	21,09	22,82	22,64	100
51	Océan Indien Ouest	2,38	3,68	4,24	4,72	5,03	5,45	5,51	45
57	Océan Indien Est	2,67	4,13	5,48	6,35	6,41	6,92	6,77	55
Total-océan Indien		5,05	7,81	9,72	11,07	11,44	12,37	12,28	100
61	Pacifique Nord Ouest	20,95	21,80	19,97	21,09	20,94	20,24	20,06	41
67	Pacifique Nord-Est	2,74	2,98	2,79	3,17	3,11	3,38	3,09	6
71	Pacifique Centre Ouest	5,94	8,51	10,78	12,74	12,99	12,73	13,54	28
77	Pacifique Centre Est	1,62	1,44	1,81	1,66	1,64	1,75	1,75	4
81	Pacifique Sud-Ouest	0,57	0,82	0,69	0,55	0,47	0,47	0,45	1
87	Pacifique Sud-Est	10,23	14,90	13,10	7,70	6,30	7,19	10,27	21
Total-océan Pacifique		42,06	50,45	49,14	46,91	45,46	45,76	49,16	100
18,48	Total-zones arctique et antarctique	0,48	0,19	0,14	0,24	0,28	0,26	0,33	100
58,88	Toutes les zones de pêche	72,10	81,86	81,56	80,51	78,27	81,21	84,41	
Captures marines par principales zones de pêche									
Zones tempérées		41,24	42,07	39,16	39,57	37,49	38,37	37,69	45
Zones tropicales		13,01	18,14	22,05	25,20	25,98	26,55	27,31	32
Zones de résurgence		17,37	21,45	20,21	15,49	14,53	16,03	19,07	23
Zones arctique et antarctique		0,48	0,19	0,14	0,24	0,28	0,26	0,33	0
Total captures marines-principales zones de pêche		72,10	81,86	81,56	80,51	78,27	81,21	84,41	100

Dans la zone 71 (Pacifique Centre- Ouest), les thonidés et espèces apparentées sont les principaux responsables de l'augmentation des captures ; celles du listao, en particulier, sont passées de 1,0 million de tonnes à plus de 1,8 million de tonnes au cours des 20 dernières années. En comparant, les captures des autres principaux groupes d'espèces sont restées stables ou, dans le cas des petits pélagiques, diminuent depuis quelques années.

Dans la zone 31 (Atlantique Centre- Ouest), les volumes sont relativement stables et continuent de fluctuer entre 1,4 et 1,6 million de tonnes par an depuis le milieu des années 2000. L'évolution de la production totale est déterminée dans une large mesure par les captures de menhaden écailléux (*Brevoortia patronus*) réalisées par les Etats-Unis d'Amérique. Ce clupéidé, qui est transformé en farine et huile de poisson, représente 35% de l'ensemble des prises.

Dans les zones de résurgence, les captures se caractérisent par une forte variabilité d'une année à l'autre. Le total des captures dépend fortement des volumes pêchés dans la zone 87 (Pacifique Sud-est), où les conditions océanographiques liées au phénomène El Niño influent considérablement sur l'abondance de l'anchois du Pérou, dont les captures représentent 50 à 70% du total attribué à la zone 87. Dans cette zone, la tendance de fond est à la baisse des captures depuis la moitié des années 1990, même si l'on tient compte de la fluctuation des volumes de capture de l'anchois du Pérou.

Dans la zone 34 (Atlantique Centre-Est), les captures ont progressé de façon presque continue, atteignant en 2018 le volume record de 5,5 millions de tonnes. La tendance inverse a été observée dans la zone 47 (Atlantique Sud-est), où les captures diminuent progressivement depuis le pic de 3,3 millions de tonnes enregistré en 1978, avec toutefois une reprise par rapport à 2009, lorsqu'elles étaient à leur niveau le plus bas (1,2 million de tonnes).

Dans la zone 77 (Pacifique Centre-Est), les volumes sont restés globalement stables, allant de 1,6 à 2 millions de tonnes par an. Les zones de pêche de l'Antarctique (zones 48,58 et 88) ont déclaré 331000 tonnes de captures ; il s'agit des volumes les plus élevés enregistrés dans ces zones depuis le début des années 1990. Le krill antarctique (*Euphausia superba*), dont les prises sont passées de moins de 100000 tonnes à la fin des années 1990 à 313000 tonnes en 2018, après un recul au début des années 1990, est de loin l'espèce la plus représentée. En fin, les captures légine australe (*Dissostichus eleginoides*), deuxième espèce la plus importante, sont restées relativement stables autour de 10500 à 12200 tonnes par an.

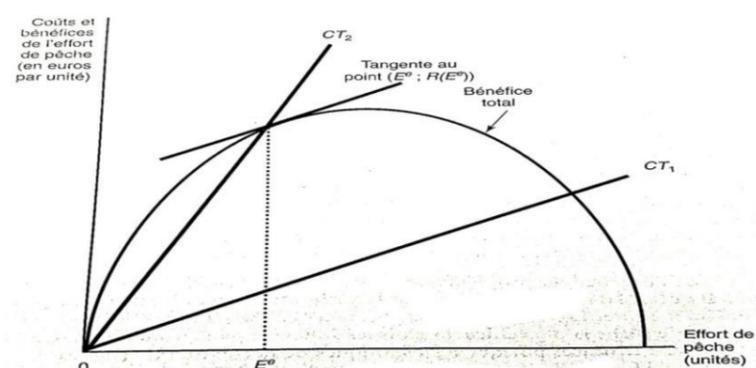
3.1. Accroître le coût réel de la pêche

Montrer les effets négatifs des différentes approches qui ne tiennent pas compte des analyses économiques est sans doute la meilleure manière de montrer à quel point ces analyses sont un outil précieux pour concevoir les politiques qu'il faudrait mettre en place. Les premières approches consacrées à la gestion des zones de pêche se concentraient essentiellement sur la manière dont on obtient un rendement maximal soutenable. On accordait alors peu d'attention à la

maximisation du bénéfice net. Le contraste avec ce qui se fait aujourd'hui est saisissant. L'ensemble des politiques mises en place pour gérer la surexploitation des zones de pêche au saumon du Pacifique aux Etats-Unis en constitue peut-être l'exemple le plus concret. Cette espèce de saumon est en effet particulièrement sujette à la surexploitation (et même à l'extinction) en raison de son mode de migration. Ces poissons se reproduisent sur le lit de gravier des rivières. Ils migrent vers l'océan alors qu'ils sont encore jeunes et ne reviennent qu'une fois adultes pour frayer dans les rivières où ils sont nés, et meurent après la reproduction. Il est facile de capturer à l'aide de filets ou d'un autre type de piège les poissons adultes poussés par leur instinct à remonter les rivières. Conscient de l'urgence du problème, le gouvernement américain a pris une série de mesures. Il a décidé d'augmenter le coût de la pêche afin de réduire les prises. Au départ, cela consistait à interdire l'utilisation de barrages sur les rivières et la pose de pièges (la méthode de pêche la plus efficace) dans les zones les plus productives. Ces mesures se sont avérées inefficaces puisque les techniques de pêche mobile (lignes de traine et filets) se sont en fait révélées capables de provoquer à elles seules une surexploitation. Les représentants officiels ont alors décidé de fermer certaines zones de pêche et de suspendre cette activité dans d'autres zones pendant un certain temps. Sur la figure 3, ces mesures se reflètent par une rotation de la courbe de coût CT1 vers la gauche jusqu'à ce qu'elle coupe la courbe des bénéfices au niveau d'effort égal à E_e . En agrégeant l'ensemble de ces régulations, on pourra obtenir l'effet voulu, c'est-à-dire réduire le rendement du saumon.

Ces politiques se sont-elles avérées efficaces ? La réponse est non, et cela n'aurait pas été le cas même si elles avaient permis de réaliser des prises efficaces ! Cela peut sembler contradictoire, mais c'est pourtant vrai. L'efficacité suppose non seulement que la pêche atteigne un niveau efficace mais également que le coût d'extraction soit le plus bas possible. Les politiques mises en place ne respectaient pas cette dernière condition (voir figure 3). La figure 3, montre quel est le coût total dans le cadre d'une allocation efficace (CT1), puis une fois ces politiques mises en place (CT2). Le bénéfice net obtenu grâce à une politique efficace est représenté dans ce graphique par la distance verticale entre le coût total et le bénéfice total. Une fois la politique mise en place, le bénéfice net⁸³ devient égal à zéro : il est donc perdu pour la société.

Figure n°3.



Source : Pêche et production aquaculture au niveau mondiale.

La perte du bénéfice net s'explique par les méthodes très onéreuses employées pour obtenir la quantité de poisson

⁸³ Le bénéfice net est la différence entre le bénéfice totale et le coût total. Lorsque le coût total passe de CT1 à CT2.

voulue. Les pièges permettent de réduire le coût requis pour pêcher la quantité de poisson voulue, mais ils ont été interdits. Des dépenses plus importantes de capital et main-d'œuvre sont donc requises pour pouvoir pêcher la même quantité de poisson. Cela représente une des sources de gaspillage.

Limiter les périodes de pêche a un effet similaire sur les coûts. Au lieu de permettre aux pêcheurs de répartir leurs efforts sur le temps pour utiliser les bateaux et l'équipement de manière plus productive, ils ont été obligés d'acheter des bateaux plus gros pour pouvoir prendre le plus de poisson possible suite au raccourcissement des saisons de pêche. Cela s'est bien traduit par une surcapitalisation importante. La régulation de la production a également imposé d'autres coûts. On s'est vite rendu compte que, même si les modes de régulation précédents parvenaient à endiguer la disparition des espèces, ils n'incitaient pas les pêcheurs à augmenter leur part du gâteau. Malgré des profits modestes à cause du niveau élevé des coûts, l'adoption de nouvelles technologies permet à ceux qui ont fait ce choix d'accroître leur part de marché et forcerait les autres à abandonner cette activité. Pour se protéger, les pêcheurs ont donc réussi à faire interdire certaines de ces nouvelles technologies. Les restrictions ont pris différentes formes, mais deux d'entre elles sont particulièrement intéressantes. La première a consisté à interdire l'utilisation des filets en mono filament très fin. Celui-ci était censé remplacer un filet beaucoup plus grossier que les saumons pouvaient distinguer et donc éviter pendant la journée, et qui par conséquent ne se révélait utile que pendant la nuit. Au contraire, les filets plus fins en mono filament pouvaient être utilisés avec succès même pendant la journée. Ces derniers ont été interdits au Canada et aux États-Unis peu après leur apparition. L'exemple le plus flagrant de régulation inefficace a été constaté en Alaska : cet État a interdit aux pêcheurs travaillant avec des filets maillants dans la baie de Bristol d'utiliser des moteurs pour propulser leurs bateaux. Cette réglementation est restée en vigueur jusque dans les années 1950, puis son caractère anachronique a été révélé au grand public. Le pays le plus avancé sur le plan technologique envoyait ses pêcheurs travailler en barque dans la mer de Béring pendant que dans le reste du monde (et tout particulièrement au Japon et en Union soviétique), les navires de pêche se modernisaient à toute vitesse !

Taxes.

Est-il possible d'encourager une réduction des coûts tout en assurant que le rendement sera limité au niveau efficient ? Une politique plus efficiente est-elle envisageable ? Les économistes qui se sont penchés sur la question pensent qu'il existe en effet des politiques plus efficientes.

Imaginons qu'une taxe sur l'effort soit mise en place. Sur la figure 3, ces taxes seraient représentées par une rotation de la droite CT1, et le coût pour les pêcheurs après imposition serait correctement représenté par la droite CT2. Comme la courbe tracée après imposition coïncide avec CT2, (dont nous avons vu précédemment), cela ne signifie-t-il pas que le système d'imposition est aussi inefficace que ces réglementations ? La réponse est non ! Pour comprendre la différence, il faut bien faire la distinction entre deux types de coûts : le coût de transfert et le coût réel des ressources.

Dans un système de régulation du type de celui décrit plus haut dans cet article, l'ensemble des coûts inclus dans CT2 correspond au coût réel des ressources (lié à l'utilisation de ces dernières). À l'inverse, les coûts de transfert désignent, comme leur nom l'indique, le transfert des ressources (d'une partie de la société vers une autre) plutôt que leur utilisation. Les coûts de transfert impactent négativement ceux qui les paient (ou les subissent), mais ils impactent positivement et pour la même valeur ceux qui bénéficient du transfert des ressources. Les ressources ne sont plus épuisées mais juste transférées. Ainsi, le calcul du bénéfice net doit se faire en soustrayant des bénéfices le coût réel des ressources mais pas les coûts de transfert. Pour la société dans son ensemble, les coûts de transfert doivent être considérés comme une partie du bénéfice net.

Sur la figure 3, on voit que le bénéfice net réalisé dans le système d'imposition est identique à celui obtenu en cas d'allocation efficiente. Le bénéfice net représente pour le pêcheur un coût de transfert qui est exactement compensé par les recettes fiscales perçues par l'organisme qui collecte les impôts. Cela ne doit pas masquer le fait que, pour les pêcheurs individuels, ces coûts sont bien réels. La rente normalement perçue par les propriétaires est alors perçue par l'État. Comme les recettes fiscales peuvent être substantielles, les pêcheurs qui souhaitent que la zone de pêche soit gérée de manière efficiente peuvent à cette taxe. Ils préféreraient sans doute une politique qui limiterait la pêche tout en leur permettant de conserver leurs rentes.

3.2. Les quotas individuels transférables (QIT)

Il existe une politique qui permet d'obtenir une allocation efficiente : la mise en œuvre de quotas bien définis sur la quantité ou le volume de poisson que les pêcheurs peuvent prélever dans une zone de pêche. On parle également de « partage des prises ». La précision selon laquelle ces quotas doivent être « bien définis » est importante car il existe différents types de quotas, et on ne peut pas leur attribuer les mêmes mérites. Un système de quotas efficient se distingue par trois caractéristiques facilement repérables : (1) les quotas permettent à ceux en bénéficiant de pêcher une quantité prédéfinie de poisson en proportion du volume total de pêche autorisé établi pour une espèce spécifique ; (2) la quantité totale de poisson que l'ensemble des pêcheurs peut pêcher en fonction des quotas établis doit être égale à la quantité efficiente des prises pour la zone de pêche concernée ; (3) les quotas doivent pouvoir être transférés librement entre les pêcheurs, et les prix pratiqués sur le marché doivent répercuter la valeur de la zone de pêche.

Chacune de ces trois caractéristiques joue un rôle important dans l'obtention d'une allocation efficiente. Supposant par exemple qu'un quota encadre le droit de posséder et d'utiliser un bateau de pêche plutôt que la quantité de poisson pouvant être pêchée. Ce genre de quota ne s'avère pas efficient, car il incite les pêcheurs à adopter des mesures inefficaces : avoir un bateau plus grand, ajouter des équipements et consacrer plus de temps à la pêche. Ces actions se traduiraient par une augmentation de la capacité de chaque bateau et le dépassement du nombre de prises visé (défini comme efficient). Pour résumer, imposer un quota sur les bateaux limite le nombre de navires de pêche mais ne limite pas la quantité de poisson pêchée par chacun d'entre eux. Pour

atteindre et maintenir une allocation efficiente, c'est bel et bien le nombre de prises qu'il faut chercher à limiter.

Bien que l'objectif de la deuxième caractéristique soit clair, le rôle de la troisième (transférabilité) requiert un peu plus d'attention. Une fois la transférabilité des quotas établie, le droit de pêche revient naturellement aux personnes qui retirent le plus de bénéfice de cette activité en raison de coûts moins élevés. Les pêcheurs qui disposent d'un quota mais dont les activités ont par ailleurs un élevé s'aperçoivent qu'ils peuvent gagner plus d'argent en vendant les quotas plutôt qu'en les utilisant. A l'inverse, ceux dont les coûts d'activités sont moins importants notent qu'ils peuvent acheter plus de quotas et ainsi continuer à gagner de l'argent.

Les quotas transférables favorisent par ailleurs le progrès technologique. Ceux qui adoptent de nouvelles technologies permettant de réduire les coûts peuvent gagner plus d'argent à l'aide des quotas dont ils disposent déjà et acheter de nouveaux quotas à ceux qui utilisent toujours des technologies traditionnelles. Contrairement aux autres méthodes de régulation utilisées pour accroître les coûts, les systèmes consistant à imposer une taxe ou des quotas transférables favorisent donc un coût d'extraction faible.

Qu'en est-il de la distribution de la rente ? Dans un système de quotas, la distribution de la rente dépend essentiellement de la manière dont les quotas sont alloués au départ. Il existe plusieurs possibilités, et chacune d'entre elles aura des conséquences différentes. Première possibilité : le gouvernement peut vendre ces quotas aux enchères. Dans ce cas, c'est l'Etat qui s'approprie la totalité de la rente ; le résultat sera donc très comparable à celui d'une taxation. Si les pêcheurs désapprouvent le fait d'être taxés, ils n'approuveront donc pas davantage le système de vente aux enchères.

On peut envisager une autre approche qui consisterait pour le gouvernement à attribuer les quotas aux pêcheurs (proportionnellement à leur quantité historique de prises par exemple). Les pêcheurs pourraient ensuite échanger les quotas entre eux jusqu'à ce que l'équilibre du marché soit atteint. La totalité de la rente serait alors détenue uniquement par la génération actuelle de pêcheurs. Ceux qui souhaiteraient entrer sur le marché seraient obligés d'acheter des quotas aux pêcheurs déjà en activité. La concurrence entre les acheteurs potentiels entraînerait augmentation du prix des quotas transférables jusqu'à ce qu'ils reflètent la valeur des futures rentes (après actualisation). Ce système de quotas permet donc aux pêcheurs de conserver la rente, même si cela ne concerne que ceux déjà en activité. Pour les générations futures, il n'y a aucune différence entre ce système de quotas ou le système d'imposition : dans les deux cas, les pêcheurs doivent payer pour entrer dans ce secteur (soit en s'acquittant d'une taxe, soit en achetant les quotas).

En 1986, un système limité de quotas transférables a été mis en place en Nouvelle-Zélande pour protéger la pêche au chalut en haute mer (Newell et al., 2005)⁸⁴. Bien que n'étant pas la seule ni la première mise en œuvre des QIT (voir tableau2), ce programme unique, par son ampleur, offrait une occasion rare d'observer la New Zealand Economic Exclusion Zone (EEZ) en pratique. Le Fâcheries Amendment Act de 1986,

qui encadrait ce programme, protégeait 17 espèces côtières et 9 espèces pélagiques. En 2004, il a été étendu à 70 espèces. Newell et al. Ont révélé que la valeur de ces espèces à l'exportation oscillait entre 700 dollars néo-zélandais/tonne pour le maquereau et 40000 dollars néo-zélandais/tonne pour la langouste.

Tableau II. Pays ayant établi des systèmes de quotas individuels transférables.

Pays	Nombres d'espèces concernées
Australie	4
Canada	14
Chili	3
Island	16
Pays-Bas	4
Nouvelle-Zélande	33
Etats-Unis	4

Source : Informations recueillies grâce aux données de l'OCDE, *Domestic Tradable Permits for Environmental Protection (mise en place de permis échangeables au niveau environnement ; Paris, Organisation de coopération et de développement économique) s, 1999, p.19*

Comme le développement de cette zone de pêche était récent, l'attribution des quotas s'est avérée relativement simple. La New Zealand Economic Exclusion Zone a été divisée géographiquement entre différentes régions administratives qui ont été divisé en quotas individuels transférables le total des prises autorisées pour les sept espèces protégées au départ. En 2000, 275 quotas étaient attribués. Les quotas ont d'abord été attribués aux pêcheurs déjà en activité en fonction de la moyenne de leurs prises sur la période 1982-1984. Les droits de pêche ont été établis sous la forme d'une quantité spécifique de poisson pouvant être prise. Ils étaient accordés pour une période de 10 ans.

Au moment où une nouvelle politique concernant la pêche en haut mer était envisagée, des difficultés ont commencé à apparaître dans les zones situées le long des côtes. Le nombre des pêcheurs et d'espèces visées trop important. Certaines espèces particulièrement prisées faisaient en effet l'objet d'une surexploitation massive. Bien que le besoin de déduire la pression exercée sur la population fût évident, la manière de mettre en œuvre cette réduction l'était beaucoup moins. Il était relativement simple d'empêcher de nouveaux pêcheurs d'entrer sur le marché, mais il était bien plus difficile de trouver un moyen de réduire les pressions exercées par ceux qui étaient en activité depuis des années ou des décennies. Comme la pêche se caractérise par des économies d'échelle, réduire proportionnellement la quantité de poisson prise par chacun n'est donc pas très utile. Cela reviendrait juste à augmenter les coûts pour tout le monde et à gaspiller une immense capacité de pêche en obligeant les bateaux à rester au port pour un certain temps. Permettre à un nombre moins important de bateaux de pêcher les stocks restants semble à l'évidence une meilleure solution. Ainsi, chaque bateau pourrait fonctionner à plein régime ou presque, sans pour autant décimer les populations marines. Cela étant, à quels pêcheurs fallait-il demander d'abandonner leur activité et de quitter le secteur ?

Des programmes d'incitation économique ont été mis en place pour résoudre ce problème. Le gouvernement a racheté des quotas aux pêcheurs qui le souhaitaient. Au départ financé par les recettes générales, cette mesure a par la suite été soutenue par une cotisation imposée sur les quotas de

⁸⁴ Newell R.G. et Sanchirico J.N. et al., « Fishing Quota Markets », *Journal of Environmental Economics and Management*, 49(3), 2005, p.437-462.

poissons pêchés. En gros, chaque pêcheur déclarait la prime minimale contre laquelle il accepterait de quitter le secteur. Les régulateurs sélectionnaient les pêcheurs qui étaient prêts à partir en échange de la prime la moins élevée. Ils versaient ensuite le montant convenu grâce aux revenus issus des cotisations, puis retiraient les permis de pêche pour les espèces concernées. Il ne fallut pas longtemps pour qu'un nombre suffisant de permis soient retirés et poissons protégés. Comme ce programme reposait sur le volontariat, les pêcheurs ayant quitté le secteur ne l'ont fait que lorsqu'ils avaient le sentiment d'obtenir une compensation adéquate.

3.3. Les subventions et rachats.

Comme nous l'avons vu précédemment, la capacité excessive des navires ou la surcapitalisation sont la norme dans de nombreuses zones de pêche commerciales. La surcapacité encourage la surpêche. Si les bateaux ne servent qu'à la pêche, leurs propriétaires risquent de s'opposer aux restrictions concernant le nombre de prises ou aux autres mesures destinées à neutraliser la diminution des stocks de poisson. Le rachat des bateaux et le versement de subventions pour le déclassement des navires constituent deux outils de gestion envisageables pour réduire la capacité de pêche. En 2004, le gouvernement américain a dépensé 100 millions de dollars pour acheter 28 des 260 navires spécialisés dans la pêche du crabe des neiges e Alaska, et l'UE a proposé de dépenser 272 millions d'euro supplémentaires pour financer des déclassements (Clark et al. 2005)⁸⁵. La perspective de l'UE n'a guère évolué sur ce point car les ministres de la pêche concernés ont pris la décision (le 24 octobre 2012) de maintenir les primes à la casse jusqu'en 2019. Ils ont également décidé que la modernisation des navires continuerait à être soutenue par l'UE malgré l'opposition d'ONG et du gouvernement allemand, pour qui cette mesure s'apparente à une augmentation des capacités de pêche éloignant l'UE d'une politique de pêche soutenable. Du reste la cour des comptes européenne avait déjà pointé ce problème (rapport spécial 12/2011). Plus précisément, la Cour des comptes reproche à la Commission européenne d'avoir échoué dans sa politique commune de la pêche (PCP) notamment en ne parvenant pas à fixer « des limites efficaces à la capacité de la flottée pêche » par rapport aux ressources disponibles. Autrement dit, la Cour des comptes européenne estime que les subventions ont favorisé la surpêche et aggravé la situation de surexploitation des ressources halieutiques.

Les subventions qui servent à financer le rachat des capacités de pêche excessives s'avèrent utiles puisqu'elles permettent de réduire la surcapacité, mais elles ne sont pas aussi efficaces que les autres mesures dans les cas où la capacité augmente avec le temps. Clark et al. (2005)⁸⁶ ont également noté que si les pêcheurs pouvaient anticiper le rachat de leur bateau, ils seraient sans doute tentés d'en acheter plus, ce qui augmenterait encore davantage la surcapacité.

Aires marines protégées et réserves marines. Le fait que la régulation ne porte que sur les quantités prises peut se révéler inefficace car, dans ce cas, on ne prête pas attention

au type de matériel qui sera utilisé ou aux zones où la pêche est pratiquée.

Ne pas contrôler ces deux paramètres peut entraîner une dégradation environnementale de l'habitat dont dépendent les zones de pêche. Certains équipements peuvent en effet s'avérer néfastes non seulement pour les espèces visées par la pêche (s'ils permettent par exemple d'attraper de jeunes poissons qui ne peuvent être vendus mais ne survivent pas à la prise), mais aussi pour les espèces n'étant pas spécifiquement recherchées (les prises accessoires). En outre, pratiquer la pêche dans certains secteurs (là où les poissons viennent frayer par exemple) peut avoir un effet très négatif sur la durabilité de la zone de pêche.

Pour compléter les politiques déjà existantes, les biologistes spécialisés dans la conservation ont proposé de mettre en place un système d'aires marines protégées (AMP). Il s'agit de zones océaniques spécifiques dans lesquelles les activités humaines sont strictement encadrées. Les restrictions peuvent être minimales ou décréter une protection totale. Une réserve marine (aire marine bénéficiant d'une protection totale) est une zone dans laquelle la pêche est interdite et où le niveau de protection est très élevé, notamment contre les menaces comme la pollution. En France, les aires marines protégées ont été créées par la loi du 14 avril 2006. Selon l'agence qui gère ces aires, elles constituent des outils « au service d'une gestion durable du milieu marin et des espaces littoraux ». Plus précisément, les aires marines protégées se « définissent comme un espace délimité qui répond à un objectif de protection de la nature à long terme, non exclusif d'un développement économique maîtrisé, pour lequel des mesures de gestion sont définies et mises en œuvre ».

Selon les biologistes, les aires marines protégées peuvent remplir plusieurs fonctions en lien avec l'entretien et la reconstitution de ces environnements. Premièrement, le fait que la pêche soit interdite dans les réserves facilite la protection des espèces qui y vivent. Deuxièmement, cela permet limiter les dégradations de l'habitat causées par les équipements ou les pratiques de pêche qui altèrent les structures biologiques. Troisièmement, contrairement aux quotas qui sont appliqués à des espèces spécifiques, elles défendent l'équilibre de l'écosystème en le protégeant contre la disparition des espèces qui jouent un rôle clé sur le plan écologique (qu'il s'agisse des espèces recherchées par les pêcheurs ou des prises accessoires). Leur disparition pourrait déséquilibrer l'ensemble de l'écosystème en modifiant sa diversité et sa productivité (Palumbi, 2002)⁸⁷. Limiter la pêche dans ces zones permet de protéger les stocks, l'habitat et l'écosystème dont ils dépendent. Grâce à cette protection, la population de poissons augmente et, au final, les prises sont plus importantes dans les zones où la pêche reste autorisée puisque les espèces se déplacent bien entendu en dehors des réserves.

Les réserves facilitent la constitution de la population, ce qui montre bien qu'elles contribuent à la soutenabilité. Le rôle qu'elles jouent dans le bien-être des utilisateurs actuels n'est toutes fois pas aussi clair. Les partisans des AMP

⁸⁵ Clark C. W., Munro G.R. et Sumaila U.R., « Subsidies, Buybacks, and Sustainable Fisheries », *Journal of Environment Economics and Management*, 50(1), 2005, p. 47-58.

⁸⁶ Clark et al. (2005), op.cit. p.60.

⁸⁷ Palumbi S.R., *Marine Reserves: A Tool for Ecosystem Management and Conservation*, Arling, Pew Oceans Commission, 2002.

affirment qu'elles servent à promouvoir la soutenabilité dans un schéma gagnant-gagnant (ce qui signifie que les utilisateurs actuels y trouvent eux aussi des avantages). Il s'agit là d'un point important, puisque les personnes qui n'en retirent aucun bénéfice peuvent s'opposer aux propositions de créer des réserves marines, ce qui rendait leur mise en place très difficile.

3.4. La limite des 200 milles.

La dernière dimension politique s'attache à l'aspect international des problèmes relatifs aux zones de pêche. Il va de soi que les différentes approches envisagées pour gérer efficacement les zones de pêche nécessitent l'intervention d'une autorité juridique veillant à ce que les régulations soient appliquées. Actuellement, ce n'est pas encore le cas partout. Dans la plupart des zones situées en haute mer, les ressources sont en libre accès pour les Etats ainsi que pour les pêcheurs individuels. Aucun organe ne peut donc y exercer une autorité quelconque. Il sera difficile de mettre en œuvre des mesures correctives tant qu'il en sera ainsi. Ce problème a été identifié, et on constate une évolution du droit maritime défini par les traités internationaux. La mise en place de certaines restrictions concernant la chasse à la baleine en est un résultat concret. Il est pour l'instant difficile d'affirmer que cette procédure facilitera la mise en place d'un programme de gestion complet et cohérent.

Les pays côtiers ont déclaré que leur droit de propriété sur la mer s'étend jusqu'à 200 milles après les côtes. Ces zones sont placées sous la juridiction exclusive des pays concernés, qui peuvent y mettre en œuvre des politiques de gestion efficaces. Cette limite des 200 milles est aujourd'hui solidement ancrée dans le droit international. Des zones de pêche très riches situées à proximité des côtes peuvent ainsi être protégées, tandis que cela dépend du résultat des négociations internationales pour les zones situées en haute mer.

3.5. Economie et application des réglementations.

L'application des politiques en vigueur dans la gestion des zones de pêche n'a pas jamais été analysée précisément, mais elle est de plus en plus souvent reconnue comme un élément clé. Dans l'absolu, les politiques sont conçues pour être totalement efficaces à condition que chacun les respecte de son plein gré. Dans les faits, en revanche, elles peuvent s'avérer inefficaces si jamais leur application s'avère onéreuse et comprend des failles. Les politiques relatives aux zones de pêche sont particulièrement difficiles à appliquer. La plupart du temps, le littoral est étendu et escarpé : il est donc assez facile pour les pêcheurs d'éviter de se faire repérer s'ils dépassent leur quota ou s'ils prennent des espèces dont la pêche est interdite. Admettre ces faits a deux implications immédiates : (1) il faut tenir compte de la manière dont les politiques vont être appliquées au moment de leur élaboration ; (2) ce qui peut sembler efficace de prime abord pourra se révéler inefficace si l'on a négligé la manière dont la politique sera appliquée.

C'est pendant l'élaboration des politiques qu'il faut s'interroger sur la manière dont elles peuvent être mises en œuvre à moindre coût. En effet, les lois pour lesquelles la mise en conformité coûte cher risquent de ne pas être respectées, ce qui est moins souvent le cas lorsque le coût payé pour être

en règle est proportionnel à l'objectif visé. La réglementation doit également prévoir les sanctions à appliquer en cas d'infraction. Le plus souvent, les contrevenants seront punis par des sanctions financières. Ces dernières devront être suffisamment élevées pour que le prix à payer en cas de non-conformité (y compris la sanction) soit cohérent avec le coût de mise en conformité. L'avantage des approches centrées sur la propriété privée dans la gestion des zones de pêche est qu'elles s'appliquent d'elles-mêmes. Les pêcheurs ou les éleveurs de poissons n'ont aucun intérêt à se détourner du schéma efficace car cela ne pourrait que leur nuire. Il n'est dans ce cas pas nécessaire de se soucier du respect des politiques en vigueur.

Lorsque, en revanche, les ressources constituent un bien commun, le non-respect des lois peut (faute d'une application efficace des politiques) accroître les profits des pêcheurs qui enfreignent les règles. Le travail requis pour faire respecter la réglementation constitue un coût supplémentaire pour la gestion publique des zones de pêche. L'application des politiques est coûteuse ; ce paramètre doit donc être intégré dans la définition de l'efficacité. En quoi le fait d'intégrer les coûts d'applications modifierait-il notre analyse ? Une étude de Sutinen et Anderson (1985)⁸⁸, révèle que, lorsque l'on évalue les coûts d'application de manière réaliste, le niveau de population jugé efficace tend à être inférieur à celui obtenu dans l'hypothèse d'une application des règles à coût nul.

Ce raisonnement est assez simple à comprendre. Imaginons qu'un système de quotas spécifique soit mis en œuvre afin de limiter l'accès à une zone de pêche. Une activité de surveillance serait mise en place pour veiller au respect des quotas ainsi qu'à l'attribution des sanctions prévues en cas d'infraction. D'une situation où le niveau très élevé des quotas aboutit à un équilibre identique à celui engendré par le libre accès aux ressources, les coûts d'application sont nuls : aucune surveillance n'est nécessaire pour assurer le respect des règles. Par contre, lorsque la zone de pêche s'éloigne de l'équilibre défini dans le cas du libre accès, on ne constate que les bénéfices nets ainsi que les coûts d'application augmentent. Dans notre modèle, une fois que le niveau de la population efficace est atteint (en fonction du coût d'application), le bénéfice net marginal est égal au coût d'application marginal. Pour ce faire, il faut obligatoirement que la population soit inférieure au niveau jugé efficace lorsqu'on ignore les coûts d'application, car ces derniers apparaissent lorsque le bénéfice net marginal est nul. La perception que les citoyens ont des politiques peut impacter les coûts d'application en augmentant la probabilité que les règles soient globalement respectées. C'est ainsi que Kuperan et Sutinen (1998)⁸⁹, dans une étude portant sur des pêcheurs Malaisiens, ont montré que lorsque les lois sont perçues comme légitimes et ressenties comme une obligation morale, cela favorise le respect de la réglementation en vigueur.

3.6. Prévenir le braconnage.

Le braconnage est le second type de menace qui pèse sur les respects prises pour leur valeur commerciale. Il s'agit de la rupture illégale des espèces . Le braconnage est susceptible de nuire à la soutenabilité, même lorsqu'une

⁸⁸ Sutinen J.G. et Anderson P., "The Economics of Fisheries Law Enforcement", *Land Economics*, 61, 1985, p. 387-397.

⁸⁹ Idem

structure légale a été mise en place pour protéger les populations animales. En 1986 par exemple, la commission baleinière internationale (CBI) a interdit la pêche commerciale à la baleine. Le Japon a cependant profité d'une faille dans la législation pour continuer à pêcher plusieurs centaines de baleines chaque année. En novembre 2007, un navire s'est embarqué pour cinq mois de pêche dans l'Antarctique, cela malgré l'afflux de protestations internationales. Suite à ces critiques, le Japon qui prévoyait initialement de pêcher la baleine à bosse est interdite depuis 1966 car celles-ci sont considérées comme une espèce menacée. Le Japon a toutefois décrété que la pêche scientifique n'était pas concernée par cette loi.

Sur le plan économique, il est possible d'augmenter le coût relatif des activités illégales pour décourager le braconnage. En principe, cela peut se faire en renforçant les sanctions prises contre les braconniers, mais cela ne fonctionne que si des mesures de surveillances permettent de détecter les activités illégales et d'appliquer les sanctions prévues à l'encontre des contrevenants. C'est une tâche difficile dans nombreux pays, étant donné la taille importante de l'habitat naturel qui doit être surveillé et le budget limité accordé au financement de l'application des réglementations.

Comme illustre l'exemple, les approches locales en faveur de la protection de la faune et les exemples du Zimbabwe et de l'Afrique du Sud, des programmes d'incitation économique peuvent toutefois être mis en œuvre afin d'encourager la population locale à surveiller les zones concernées et à mieux financer ces activités de contrôle. En 1989, un programme innovant a été lancé au Zimbabwe. Il constitue une vraie réussite au des programmes africains de protection de la faune. Il a fait passer la faune du statut de trésor protégé par l'Etat et devant être préservé à celui de ressource active, contrôlée et utilisée par les exploitants agricoles et les petits propriétaires des terres collectives. Cette transformation s'est révélée positive tant pour l'économie que la faune. Ce projet a été baptisé Communal Areas Management program for Indigenous Resources (CAMPFIRE). Au départ, il a été parrainé par plusieurs agences parmi lesquelles le center for Applied Study de l'université du Zimbabwe, le Zimbabwe Trust et le Worldwide Fund Nature (WWF), en coopération avec le gouvernement du Zimbabwe.

Dans le cadre du programme CAMPFIRE, les villageois utilisent collectivement les ressources locales de manière durable. Les touristes qui viennent pour la chasse au gros gibier représentent sans doute la source de revenus la plus importantes du pays : très peu d'aménagements sont requis pour ces chasseurs qui sont prêts à payer un prix relativement élevé pour pouvoir chasser ainsi que les quotas concernant le nombre d'animaux pouvant être abattus chaque année dans chaque localité. Les communautés locales gèrent la vente des permis et la signature des contrats avec les organisateurs de voyage qui proposent des safaris-chasse ou des safaris-photos sur place.

Les villages profitent des retombées économiques et peuvent ensuite décider de la manière dont ces revenus seront utilisés. Cet argent peut être dépensé de deux manières : (1) distribution aux différents ménages du village sous la forme de dividendes en espèces (ce qui peut représenter jusqu'à 20%

des revenus moyens d'une famille, voir plus) ou (2) placement sous forme d'investissements en capital pour la communauté (écoles, hôpitaux ou machines permettant d'alléger le travail). Il est aussi possible d'associer les deux. Ces revenus offrent une compensation aux personnes pour qui la protection de la faune représentait une perte. Les ménages obtiennent également des avantages non financiers, en récupérant par exemple la viande des animaux ou des troupeaux abattus.

Les communautés locales assurent leur indépendance en exploitant leurs propres ressources de manière durable pour répondre en continu à leurs besoins. Frost et Bond (2008) ont révélé que, pour la période 1989-2001, même si le programme CAMPFIRE a généré plus de 20 millions de dollars de transfert vers les communautés impliquées (89% de ces revenus provenant de la chasse), l'ampleur des bénéfices obtenus variait considérablement en fonction des districts, des circonscriptions et des ménages. 12 des 37 districts disposant d'une autorisation de tirer profit de la faune réalisaient 97% de l'ensemble des revenus générés par le programme CAMPFIRE, ce qui reflète l'irrégularité des ressources naturelles et des dispositifs institutionnels au niveau local.

En Afrique du se développe une politique particulière de chasse écologie (green hunting) qui est censée garantir des financements notamment aux parcs privés, leur donnant ainsi les moyens de faire de la conservation. L'organisme Save the Elephants pratique cette forme de chasse durant laquelle le chasseur utilise des anesthésiants comme cartouches. Cette action permet le financement de recherches portant notamment sur la migration des éléphants, puisqu'une fois endormi le pachyderme est équipé d'un collier qui permettra de le suivre par satellite. Le chasseur, lui, a le temps de se faire prendre en photo avec son « trophée ». L'exemple du Zimbabwe et de l'Afrique du Sud, montre également que la valeur commerciale de nombreuses espèces n'a rien à voir avec la pêche. Les poissons bénéficient en effet de l'essor de l'écotourisme marin, puisqu'un grand nombre de gens sont prêts à dépenser des sommes importantes uniquement pour venir observer ces créatures magnifiques dans leur habitat naturel. Lorsqu'ils sont partagés avec les populations locales, ces revenus incitent à protéger les espèces et diminuent l'intérêt qu'il y aurait à participer aux activités de braconnages qui menacent la source des revenus ainsi engendrés par l'écotourisme.

D'autres programmes d'incitation ont par ailleurs bien fonctionné. Au Kenya par exemple, les tribus massai ont arrêté de chasser les lions pour les protéger, en contrepartie d'un avantage économique qui leur était proposé. De ce fait, les Massai de la région de Mbirikani reçoivent maintenant une compensation financière chaque fois que du bétail est tué par ces prédateurs. Ils reçoivent 8 pour chaque âne et 200 pour chaque vache tuée. Le Mbirikani Predator Fund a dédommagé les gardiens de troupeaux pour les 750 têtes de bétails perdues chaque année depuis le lancement du programme en 2003. Un mécanisme collectif d'incitation à également été mis en place : personne ne reçoit d'argent si un gardien de troupeau tue un lion. Adapter les programmes d'incitation afin que les populations locales aient un intérêt économique à préserver les espèces s'avère être un outil puissant pour la protection de certaines espèces naturelles. Le libre accès aux ressources peut toutefois nuire à ces programmes.

Il est certes important de reconnaître que la plupart des points abordés dans ce chapitre sur les espèces marines s'appliquent également aux espèces terrestres. Cela étant, il existe une différence de taille qu'il ne faut pas négliger : les espèces terrestres sont menacées non seulement par le libre accès aux ressources dont nous avons déjà parlé, mais aussi par la concurrence pour les terres qui abritent leur habitat. Pour les espèces terrestres, interdire la surexploitation provoquée par le libre accès aux ressources est nécessaire, mais ne suffit pas. Il faut compléter les stratégies visant à limiter l'accès aux ressources par d'autres stratégies destinées à empêcher la conversion excessive des habitats naturels.

CONCLUSION

Le secteur public comme le secteur privé essaient de résoudre les problèmes provoqués par les erreurs de gestion antérieure des populations d'espèces sauvages. En ce qui concerne les espèces marines, le Japon et d'autres pays ont encouragé le développement de l'aquaculture en forçant les droits de propriété privée. Au Canada et aux États-Unis, le gouvernement a pris des mesures destinées à limiter la surexploitation du saumon du Pacifique. Des accords internationaux ont été signés afin de limiter la chasse à la baleine.

En ce qui concerne les espèces terrestres, des pays comme le Zimbabwe ont mis au point des stratégies spécifiques visant à prévenir la conversion excessive des terres d'habitat au profit de l'agriculture, de l'exploitation minière et de l'urbanisation. Ces stratégies permettent notamment de protéger l'habitat en reconnaissant et en appréciant la valeur de cet usage spécifique des terres.

Les stratégies créatives encadrant le partage des gains engendrés par le passage à un usage efficace des ressources sont une arme intéressante dans l'arsenal conçu pour protéger de la surexploitation un vaste ensemble de ressources biologiques. L'application de quotas individuels transférables (QIT) se généralise et ces derniers offrent la possibilité de préserver les stocks sans menacer les revenus des personnes qui vivent de l'exploitation de ces espèces. Faire en sorte que les communautés locales aient un intérêt à protéger la faune, a en outre permis de conclure des accords politiques destinés à empêcher la surexploitation de ressources. Ce serait pure folie d'ignorer les obstacles qui entravent la mise en place de nouvelles actions, comme la réticence des pêcheurs à respecter les diverses réglementations, les jeux politiques entre États qui cherchent à « préserver » leurs avantages nationaux ou les difficultés d'application des différentes politiques choisies. Reste à voir si ces obstacles tomberont avant qu'un besoin urgent de gestion efficace ne se fasse ressentir.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Acheson J.M., *capturing the commons : Devising institutions to Manage the Maine Lobster Industry*, NH, University Press of New England, 2003.
- Arnason R., "the Icelandic Individual Transferable Quota System; A Descriptive Account", *Marine Resource Economics*, 8, 1993, p. 201-218.
- Barbier E.B., "Community-Based Developments in Africa", in Swanson, Timothy et Barbier (éd.), *Economics for the Wilds: Wildlife, Diversity and Development*, Washington, DC, Island Press, 1992.
- Berkes F., Feeny D., McCay B.J. et Acheson J.M., "the Benefits, of the commons", *Nature*, 340, 1989, p. 91- 93.
- Bjorndal T. et Munro G.R., « the Economics of Fisheries Management : A Survey », dans Tietenberg T. et Folmer H. (éd), *the International Yearbook of environmental and Resource Economics 1998/1999*, Cheltenham, UK, Edward Elgard, 1998, p. 153-188.
- Boyce J.R., "Individual Transferable Quotas and Production Externalities in a Fishery", *natural resources Modeling*, 8, 1992, p.385-408.
- Boyce J.R. "Instrument choice in a Fishery", in *journal of Environmental Economics and Management*, 47(1), 2004, p.183-206.
- Brown G.J.r., et wes H., "the Economic value of Elephants", London Environmental Economics centre working paper, novembre 1989.
- Brown L.R., "Maintaing world Fisheries", in Brown L. et al,(éd.)*State of the world: 1985*, New York, w.w. Norton, 1985, p.90.
- Clark C.W., *Mathematical Bioeconomics: the optimal Management of Renwalble Ressources*, 2e éd., New York, wiley Interscience, 1990.
- Clark C.W., "Profit Maximization and the Exinction of Animal Species", in *journal of Political Economy*, 81, 1973, p.950-960.