

# II.5. Les AMP et la gestion des pêches

---

Expert : Gilbert DAVID

## Sommaire

### Introduction

1. Historique de la relation AMP et pêche
    - 1.1. Pêche et conservation : évolutions autonomes
      - 1.1.1. L'évolution régressive de la pêche
      - 1.1.2. L'évolution progressive de la conservation
    - 1.2. Quand pêche et conservation se rencontrent
      - 1.2.1. La rencontre par l'écosystème et l'approche écosystémique des pêches
      - 1.2.2. La rencontre par l'espace et les conflits d'usage
    - 1.3. Du paradigme écologique au paradigme géographique
      - 1.3.1. Le paradigme biologique : le triptyque Pêche-Écosystème-Conservation
      - 1.3.2. Le paradigme géographique : le triptyque Pêche-Territoire-Conservation
  2. Les effets biologiques des AMP sur l'activité halieutique et la gestion des pêches
  3. Les effets socio-économiques des AMP sur l'activité halieutique et la gestion des pêches
- Conclusion

## Résumé

Le plan stratégique de la CDB qui recommande que 10 % des ZEE soient mis en AMP conduit à ce que les interactions entre la pêche et la protection de la biodiversité marine s'intensifient. Avec l'émergence de l'approche écosystémique des pêches, les AMP sont de plus en plus présentées comme un outil de gestion halieutique. Les effets biologiques des AMP sur l'activité halieutique et la gestion des pêches sont bien renseignés. La présente contribution insiste donc plus sur les effets socio-économiques, l'accent étant mis sur les productions non attendues des AMP qui sont autant de contraintes pour leur gestion, notamment les productions et recompositions territoriales.

**Mots-clés** : AMP, outils de gestion environnementale, effet réserve, usages, pêche, territoire, territorialité

## Introduction

Le rôle des aires marines protégées dans la gestion des pêches est une thématique récente. Initiée à la fin du XX<sup>e</sup> siècle par un petit nombre de précurseurs en réponse à la surexploitation d'un nombre grandissant des stocks halieutique (Bohnsack, 1993 ; Clark, 1996 ; Roberts, 1997 ; Lauck *et al.*, 1998), elle s'est largement diffusée dans la communauté des halieutes au cours de la première décennie de ce siècle. Ainsi en 2011, la FAO a-t-elle intitulé son quatrième guide technique pour une approche responsable des pêches : « Marine protected areas and fisheries » (FAO, 2011). Serge Garcia, chercheur IRD et directeur de la division des ressources halieutiques de la FAO, a joué un rôle majeur dans cette évolution, à laquelle les halieutes francophones ont largement contribué. Ainsi le programme Amphore, conduit de 2008 à 2011 par l'IRD a permis de définir une quinzaine d'indicateurs permettant d'évaluer l'impact de quatre AMP (les parcs nationaux de Port-Cros et des Bouches de Bonifacio en France, le Parc national du banc d'Arguin en Mauritanie et l'AMP communautaire du Bamboung au Sénégal (Delaunay, 2012).

Les années 2010 à 2013 ont été particulièrement prolifiques en matière de publications avec les parutions successives de quatre synthèses sur la place des AMP dans la gestion des pêches. La réflexion s'est d'abord polarisée sur les effets bio-écologiques des réserves de pêche (Mesnildrey *et al.*, 2010) puis des AMP en général sur la pêche (Gascuel et Henichard, 2011) pour

déboucher sur une vision plus globale de la place des AMP dans la gestion des pêches (Garcia *et al.*, 2013a) et un ouvrage de référence (Garcia *et al.*, 2013b) associant bioécologie, socio-économie et gouvernance. Depuis, les travaux se sont multipliés et spécialisés soit sur des écosystèmes particuliers comme les récifs coralliens (voir notamment les nombreux travaux de T. McClanahan sur les AMP coralliennes du Kenya et des États voisins), soit sur des zones géographiques comme la Méditerranée (Di Franco *et al.*, 2016) ou l’Afrique de l’Ouest (Sadio, 2015), soit sur la gestion halieutique par les AMP communautaires (voir la littérature de plus en plus étoffée sur les LMMA, locally managed marine areas<sup>1</sup>).

En Haïti, les aires marines protégées sont de création récente. Toutes sont postérieures à 2013 et la mise en place de l’ANAP (Agence nationale des aires protégées) qui relève du ministère de l’Environnement (MDE). Les plus anciennes ont été créées par décret en août 2013. Au nombre de neuf, elles sont toutes situées dans le sud du pays et sur le littoral de la Grande Anse pour deux d’entre elles. En fin 2013, une grande aire protégée intégrant les baies de Caracol, de Fort Liberté, de Limonade et dénommée *Parc national des Trois Baies* a été créée au nord du pays. Quatre ans plus tard, ce parc s’est doté d’un plan de gestion (Amelisa, 2019).

Pour l’heure, les relations entre la pêche et les AMP ont été peu abordées, si ce n’est sous l’angle des impacts négatifs de certains engins de pêche comme les filets sur la ressource halieutique. En revanche, les AMP n’ont pas encore été appréhendées comme un outil de gestion des pêches. Il est vrai que tout ce qui relève de l’halieutique et de son développement dépend du ministère de l’Agriculture, des ressources naturelles et du développement durable (MARNDR), tandis que tout ce qui relève de la biodiversité et de sa conservation dépend du ministère de l’Environnement.

Ce cloisonnement administratif entre la pêche et la conservation de la biodiversité n’est pas propre à Haïti. Il concerne la majorité des pays de la planète et constitue une puissante contrainte à l’utilisation des AMP comme outil de gestion de la pêche. Encore maintenant, dans de nombreux pays, l’administration des pêches est peu concernée par la protection et la conservation des écosystèmes marins tandis que les services du ministère de l’environnement ne perçoivent souvent les pêcheurs que comme des destructeurs d’habitats marins (avec le chalutage) et des perturbateurs des biocénoses marines du fait de la surmortalité que la pêche engendre dans les stocks exploités et les effets Cascade occasionnés par cette surpêche sur une large partie de la chaîne alimentaire. En 2014, Weigel *et al.* ont d’ailleurs intitulé leur article publié dans la revue *Aquatic Conservation* : « Marine protected areas and fisheries: bridging the divide », soulignant ainsi la

---

<sup>1</sup> Voir le site <http://lmmnetwork.org/>

nécessité de décloisonner les points de vue pour faire des AMP des outils de la gestion des pêches.

C'est dans cette perspective que s'inscrit le présent chapitre. Il convient de noter que l'ouvrage de Garcia *et al.* (2013 a) est particulièrement didactique et apporte déjà de nombreux éléments de réflexion. Même s'il a été effectué dans le cadre du projet « *Appui à la gestion des ressources halieutiques de l'Afrique de l'Ouest* », les auteurs ont tenu à ce qu'il soit facilement utilisable par les gestionnaires de la pêche que ceux-ci aient un « bagage » scientifique, économique, ou relatif à l'administration des pêches<sup>2</sup>. Les agents du MDE et du MARDNR ou tout acteur s'intéressant à la pêche et/ou à la conservation de la biodiversité marine en Haïti pourront donc s'y reporter avec profit, les réflexions des auteurs dépassant largement le cadre de l'Afrique de l'Ouest. Le présent chapitre se veut être complémentaire de cet ouvrage en prenant en compte le contexte haïtien et en apportant le point du géographe, peu mobilisé dans l'étude de Garcia *et al.*, qui réunissait uniquement des biologistes marins/écologues et des économistes. Ce chapitre se divise en trois sections.

La première section brosse en trois étapes un historique de la relation entre les AMP et la pêche. La première étape dresse le constat que la pêche et les AMP ont suivi des évolutions autonomes jusqu'au début de ce siècle. La deuxième étape aborde la rencontre de la pêche et la conservation de la biodiversité, l'accent étant mis sur les facteurs qui l'ont favorisé. Cette rencontre conduit à deux nouvelles manières de concevoir la relation entre la Pêche et les AMP. Respectivement qualifiées de paradigme biologique et de paradigme géographique, elles sont l'objet de la troisième étape.

La deuxième section présente les effets biologiques de la mise en place d'AMP sur l'activité halieutique et la gestion des pêches dans le cas d'une surpêche manifeste, dont les impacts directs et indirects sont rappelés.

La troisième section traite de l'effet Réserve selon une perspective socio-économique et géographique, qui assimile toute AMP à un territoire. L'accent est mis sur les effets non attendus de la mise en réserve et les problèmes d'acceptation sociale des AMP par les pêcheurs.

---

<sup>2</sup> Cet ouvrage est facilement téléchargeable sur le site de la Commission sous régional des pêches de l'Afrique de l'Ouest (voir <http://spscrp.org/fr/publications>) et plus particulièrement : [http://spscrp.org/sites/default/files/reglementation\\_utilisation\\_monofilament\\_sous-region-csrp\\_2013.pdf](http://spscrp.org/sites/default/files/reglementation_utilisation_monofilament_sous-region-csrp_2013.pdf).

# 1. Historique de la relation AMP et pêche

## 1.1. Pêche et conservation : évolutions autonomes

### 1.1.1. *L'évolution régressive de la pêche*

La pêche est une activité pratiquée dans un cadre vivrier par les populations du littoral depuis « la nuit des temps » (Besançon, 1965). Le développement du commerce des produits de la pêche n'a été permis qu'avec trois innovations techniques. La plus ancienne est l'utilisation du sel pour la conservation des prises. D'abord utilisée pour les petits pélagiques, la technique a progressé depuis le Moyen Âge permettant du XVIII<sup>e</sup> au XX<sup>e</sup> siècle l'essor de la pêche à la morue. Ce produit était si commun dans le milieu maritime qu'il figure en bonne place dans la gastronomie de la Caraïbe. L'appertisation ou mise en conserve est la seconde innovation majeure. Elle a permis aux produits de la pêche d'être diffusés dans le monde entier par voie routière, ferroviaire ou maritime. La conservation par la glace est la troisième innovation. Combinée à l'essor de la motorisation et à l'arrivée de nouveaux engins de pêche très performant (chaluts de fond et senne tournante), elle a permis un accroissement spectaculaire du rayon d'action des navires de pêche et de leurs rendements (production par unité de temps). La production halieutique a ainsi été triplée en 20 ans de 1950 à 1970, passant de 20 millions de tonnes par an à plus de 60 millions de tonnes. Durant les 25 années suivantes, la progression a été plus lente et le maximum de la production a été atteint en 1996 avec près de 94 millions de tonnes de poissons, crustacés et mollusques tirés des océans et des eaux continentales.

Depuis, la production halieutique se maintient autour des 90 millions de tonnes par an, dont environ 80 millions proviennent des mers et des océans (source FAO). Ce maintien de la production halieutique marine résulte de l'exploitation de nouveaux stocks, notamment des ressources démersales profondes, et de la mise en œuvre de radeaux agrégateurs dérivants pour la pêche des grands pélagiques à la senne tournante. Mais la question de la durabilité de ces pêcheries<sup>3</sup> et de la production halieutique toute entière se pose. En 2015, un tiers des espèces pêchées était surexploité, tandis que 60 % étaient à leur maximum d'exploitation ; seules 7 % des populations étaient sous-exploitées (FAO, 2018). Parmi ces dernières, les poissons démersaux profonds sont fragiles à toute exploitation intensive, du fait de leur cycle de vie (croissance lente, maturité sexuelle tardive) et de la faible productivité biologique des habitats profonds. Quant aux DCP dérivants, ils permettent le

---

<sup>3</sup> Ifremer définit la pêcherie comme une entité de gestion d'une capacité de pêche circonscrite à une zone géographique donnée, où opèrent différents métiers qui capturent des espèces occupant des habitats de caractéristiques semblables. Le terme « métier » désigne la combinaison d'un engin, d'une ou plusieurs espèces cibles et d'une zone de pêche.

maintien des captures mais contribuent puissamment à la surexploitation des stocks de thonidés en accroissant de manière considérable l'accessibilité des juvéniles et jeunes adultes, attirés par les DCP. De fait, l'ensemble des scientifiques s'accordent sur le risque d'une dégradation généralisée des stocks exploités et d'une baisse de la production halieutique si des mesures drastiques ne sont pas prises pour que la pêche devienne durable à moyen terme (Gascuel, 2019), d'autant que le changement climatique introduit de nouvelles contraintes.

### *1.1.2. L'évolution progressive de la conservation*

Si l'exploitation des ressources marines, *via* la pêche, est une activité multiséculaire, la conservation de ces ressources et de leur biodiversité est une préoccupation récente et la création des aires marines protégées s'est faite avec un décalage temporel important vis à vis de la création d'aires protégées en milieu terrestre.

Selon l'Union mondiale pour la nature (IUCN), les aires marines protégées correspondent à tout espace situé « *à l'intérieur ou à proximité du milieu marin, avec ses eaux sous-jacentes, la faune et la flore associées et les éléments historiques et culturels qui s'y trouvent, qui a été mise en réserve par une loi ou d'autres dispositions utiles, y compris la coutume, dans le but d'accorder à la diversité biologique marine ou côtière un degré de protection plus élevé que celui dont bénéficie le milieu environnant* » (Kelleher et Kenchington, 1992). En 2012, cette définition s'est enrichie du concept de services écosystémiques, l'AMP étant désormais définie comme « *un espace géographique clairement défini, reconnu, spécialisé et géré par des moyens légaux ou d'autres moyens efficaces, visant à assurer la conservation à long terme de la nature et des services écosystémiques et valeurs culturelles qui y sont associés* » (Debeir et Lefebvre, 2019). C'est actuellement la définition retenue par la Convention sur la diversité biologique. En complément, la Commission mondiale des aires protégées de l'UICN a rappelé en 2018 dans une note de cadrage les caractéristiques essentielles d'une aire marine protégée : a) une conservation axée sur la nature comme priorité, b) des buts et des objectifs qui reflètent les valeurs de conservation, c) une superficie, un emplacement et une conception appropriés pour assurer la prise en compte des valeurs de la conservation, d) une délimitation définie et convenue d'un commun accord, e) un plan de gestion ou équivalent, qui répond aux besoins de conservation des principales valeurs de l'aire marine protégée et à la réalisation de ses buts et objectifs sociaux et économiques, f) des ressources et une capacité de mise en œuvre efficace (IUCN/CMAP, 2018).

La première AMP (the Fort Jefferson National Monument, en Floride) date de 1935 (Gubbay, 1995). En 1960, seules 36 aires marines protégées étaient promulguées pour un total de 230 km<sup>2</sup> (UNEP-WCMC, 2010). Vingt-

cinq ans plus tard, en 1985, ce nombre avait été multiplié par douze. Au total, 430 aires marines protégées étaient alors en fonction (De Silva *et al.*, 1986), mais le nombre des aires protégées terrestres était 64 fois plus important (tableaux 1 et 2<sup>4</sup>) et les AMP ne comptaient que pour 1,5 % de l'ensemble des sites mis en protection. Dix ans plus tard, en 1995, l'effectif mondial de AMP avait triplé (tableau 2) et approchait les 3 % de l'ensemble des sites dédiés à la protection de la biodiversité. Lors du premier congrès mondial des aires protégées en 2005, la situation avait évolué toujours aussi favorablement. En dix ans, de 1995 à 2005, le nombre des AMP a presque quadruplé atteignant 5 127 sites (Lefevre, 2005), soit 5 % du nombre total des aires protégées (tableau 2). Dix ans plus tard, le seuil des 13 000 AMP était largement dépassé. En juillet 2020, plus de 17 000 AMP existent dans le monde. En 60 ans (1960-2020), le nombre des AMP a ainsi été multiplié par 473, tandis que celui des aires protégées terrestres n'était multiplié que par 24 en 55 ans (de 1962 à 2018). Cette évolution traduit tout simplement le retard pris par la conservation du milieu marin (la quasi-totalité des premières AMP a été mise en place peu après la seconde guerre mondiale), par rapport au milieu terrestre où le premier parc date de 1872.

**Tableau 1 : Croissance du nombre d'aires protégées depuis 1962 (source : UNEP-WCMC, 2018).**

	Nombre de sites	Évolution (%)	Superficie protégée (km <sup>2</sup> )	Évolution (%)
1962	9 214		2 400 000	
1972	16 394	78	4 100 000	70
1982	27 794	69,5	8 800 000	114
1992	48 388	74	12 300 000	40
2003	102 102	111	18 800 000	52
2014	209 429	105	32 868 673	75
2018	238 563	14	46 414 431	41

En matière de superficie, l'évolution entre AP terrestres et AMP est beaucoup plus marquée. La décennie de 1985 à 1995 correspond à une progression jusqu'alors inégalée de la superficie des aires protégées terrestres : près de 5 millions de km<sup>2</sup> en 10 ans (Rodary et Milan, 2008). En revanche, la progression des superficies marines mises en protection est beaucoup plus tardive (figure 1). Les premières AMP sont de très petites superficies et il faut attendre les années 1980 pour que la mise en protection des habitats marins et littoraux concerne un million de km<sup>2</sup>. Le seul des 2,5 millions de km<sup>2</sup> n'est atteint qu'à la fin des années 1990, mais ensuite la

<sup>4</sup> En 1982, le total cumulé des AP et des AMP s'élevait à 27 794 (tableau 1). En considérant que les 430 AMP recensées en 1985 existaient en 1982, le nombre total des aires protégées terrestres s'élevait alors à 27 364 et représentait 98,5 % du total des sites mis en protection à cette période.

progression des superficies marines et littorales mises en AMP est rapide. En 2006, les AMP couvrent 5 millions de km<sup>2</sup> et en 2010, le seuil des 7,5 millions de km<sup>2</sup> est franchi (Cazalet et Leenhardt, 2014).

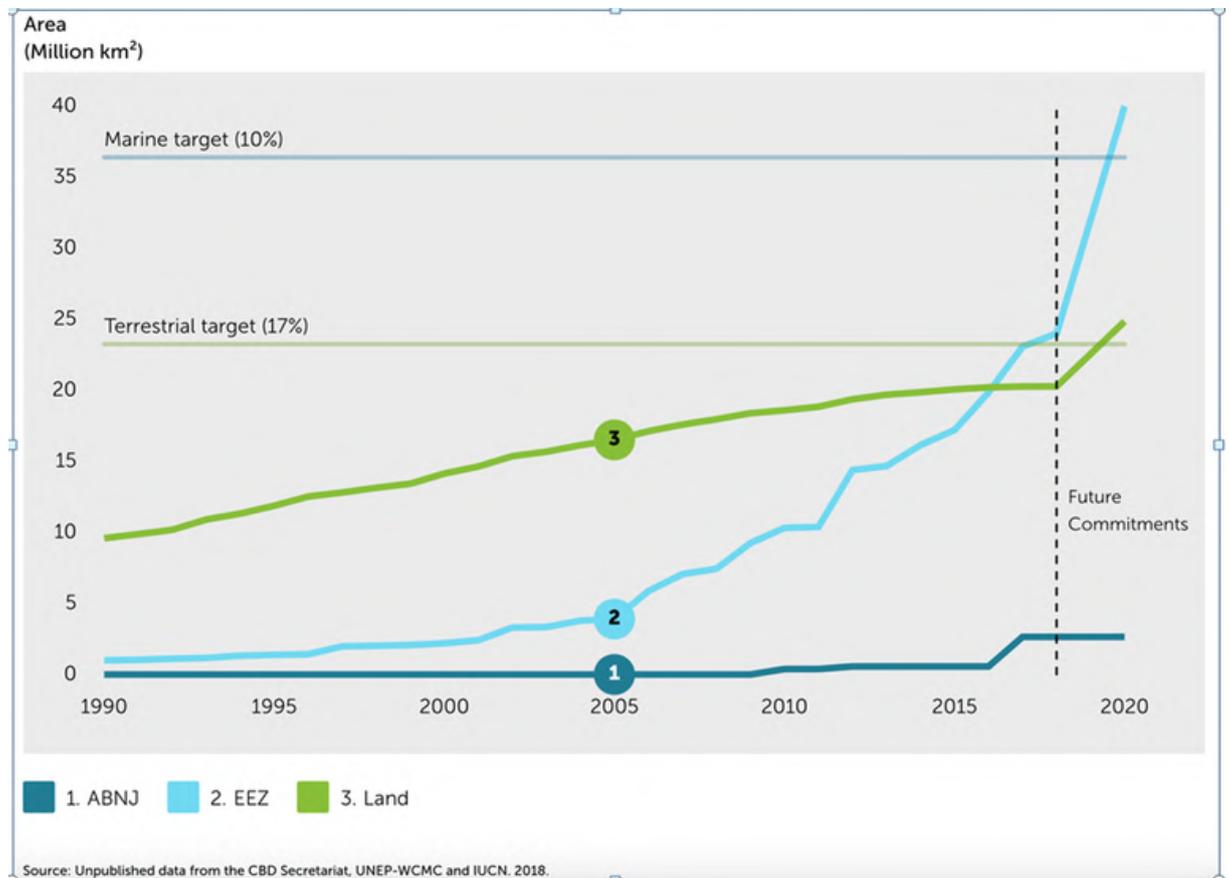
**Tableau 2 : Croissance du nombre d'aires marines protégées (sources : \*UNEP/WCMC, 2010 \*\*De Silva *et al.*, 1986 \*\*\*Keleher *et al.*, 1995 \*\*\*\*Lefevre, 2005 \*\*\*\*\*IUCN, 2016 \*\*\*\*\*IUCN, 2020).**

Années	Nombre de sites	Évolution (%)	% de l'ensemble des sites protégés
1960	36		
1985**	430		1,5
1995***	1306	204	2,7
2005****	5127	293	5
2016*****	13650	166	7
2020*****	17042	25	

L'année 2010 est une année charnière pour l'expansion de la superficie des AMP avec l'adoption du plan stratégique 2011-2020 de la Convention sur la Diversité biologique (CBD) lors de la 10<sup>e</sup> conférence des parties de Nagoya. Ce plan fixe des objectifs très ambitieux de conservation : « *D'ici à 2020, au moins 17 % des zones terrestres et d'eaux intérieures et 10 % des zones marines et côtières, y compris les zones qui sont particulièrement importantes pour la diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes, sont conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement et d'autres mesures de conservation efficaces par zone, et intégrées dans l'ensemble du paysage terrestre et marin.* » Ces objectifs ont conduit les États signataires de la convention à multiplier le nombre des AMP (Thomas *et al.*, 2014 ; Amengual et Alvarez-Berastegui, 2018, Failler *et al.* 2020). Ainsi selon l'IUCN le nombre des AMP aurait triplé entre 2005 et 2020, passant de 5 127 à 17 042 (tableau 2). L'évolution en termes de surface est encore plus spectaculaire. De 2005 à 2020, la superficie couverte par les AMP a plus que quintuplé passant de 4,6 à 27 millions de km<sup>2</sup> (figure 1).

D'une manière globale, une ambiguïté essentielle demeure quant aux zones marines et côtières dont 10 % doivent être mises en AMP. S'agit-il de l'ensemble des mers et océans de la planète, soit 360,7 millions de km<sup>2</sup>, ou de l'ensemble des zones économiques exclusives (ZEE), soit 135,72 millions de km<sup>2</sup> ? Dans le premier cas, l'objectif de 10 % en AMP correspond à un total de 36 millions de km<sup>2</sup> (la figure 1 tend à accréditer cette version), de 9 millions de km<sup>2</sup> supérieur à la superficie atteinte en 2020. En revanche, dans le second cas, les 27 millions de km<sup>2</sup> mis en AMP correspondent au double

de la superficie fixée par la CBD dans son plan stratégique 2011-2020, soit 13,5 millions de km<sup>2</sup>.



**Figure 1 : Progression de la superficie des protégées sur les 30 dernières années.**

Quelle que soit la manière dont cette ambiguïté sera levée, il est évident que la conservation de la biodiversité marine suit une tendance extrêmement positive qui devrait s'accroître dans les prochaines années.

En premier lieu, la taille moyenne des AMP s'est considérablement accrue depuis 15 ans, passant de 901 km<sup>2</sup> en 2005 à 1 584 km<sup>2</sup> en 2020. Un total de 11 915 nouvelles AMP a été créé durant cette période et la superficie mise en protection s'est accrue de 22,38 millions de km<sup>2</sup>, la superficie moyenne de ces nouvelles AMP s'élève donc à 1 878 km<sup>2</sup>. Mais, réfléchir en termes de moyenne occulte l'élément essentiel de cette période : la création de très grandes AMP, terme par lequel sont désignées les aires protégées dont la superficie dépasse les 100 000 km<sup>2</sup> (Cazalet et Leenhardt, 2014). La Grande Barrière de Corail est la plus connue et la plus ancienne de ces AMP de grande taille. Classée Parc marin en 1975, elle couvre 344 400 km<sup>2</sup>. Depuis, 34 grandes AMP ont été instaurées. Comme l'illustre le tableau 3,

29 des 35 AMP mises en place au premier janvier 2020 l'ont été dans la dernière décennie.

**Tableau 3 : Dynamique temporelle de la création des grandes AMP (source Marine Conservation Institute).**

Période	1975-89	1990-99	2000-04	2005-09	2010-14	2015-19	1975-2019	
nb. AMP	1	2	0	3	8	21	35	

En second lieu, malgré les difficultés rencontrées par de nombreux pays pour remplir l'objectif de 10 % de leur ZEE en AMP (Failler *et al.*, 2020), il est probable que le futur plan stratégique de la CBD portera à 20 %, voire 30 %, de l'ensemble de océans la superficie devant être mise en AMP pour permettre la résilience des écosystèmes marins affectés par les pressions anthropiques et assurer leur résistance future. Cet objectif de 30 % est mis en avant à la fois par les grandes ONG de la conservation comme l'IUCN, TNC (The Nature Conservation), Pew Charity Trust et par un nombre grandissant de scientifique (O'Leary *et al.*, 2016 ; Roberts *et al.*, 2017). Dans cette perspective, les interactions entre la pêche et les AMP, qui ont été relativement faibles durant la première décennie du XXI<sup>e</sup> siècle et auparavant sont appelées à se multiplier.

## 1.2. Quand pêche et conservation se rencontrent

### 1.2.1. La rencontre par l'écosystème et l'approche écosystémique des pêches

Jusqu'au début des années 1990, ni les pêcheurs, ni les scientifiques étudiant les stocks halieutiques et la dynamique des populations ne s'étaient intéressés à l'écosystème marin. Leurs propos respectifs concernaient les rapports « prédateurs proies », envisagés pour les uns sous l'angle d'une activité économique s'exerçant sur une ressource (les proies), dans lequel les notions de valeur des prises, de quantités capturées, de coût de production et de volatilité des marchés étaient centrales et pour les autres sous l'angle d'une science – la dynamique des populations exploitées – qui possédaient un vocabulaire, des méthodes et des outils qui lui était propres et qu'ils mettaient au service des pouvoirs publics en charge de la régulation des pêches au niveau national.

Acteurs de la relation « prédateur-proies », qu'ils envisagent comme une relation économique entre eux-mêmes, assimilés à une unité de production, et la ressource halieutique, les pêcheurs conçoivent surtout cette

relation sous son angle final – les revenus qu’ils espèrent en partant en pêche et ceux qu’ils ont réellement obtenus, une fois leur production commercialisée. Leur objectif majeur est donc d’augmenter les captures tout en maintenant le coût de leur activité de pêche à un niveau acceptable pour espérer accroître leurs revenus. À cette vision anthropocentrée de la relation « prédateur proie », mise en avant par les pêcheurs, les scientifiques opposent une vision biocentrée. Observateurs de la relation « prédateur-proie », ils conçoivent surtout les pêcheurs comme un effort de pêche, voire comme une pression de pêche sur un stock halieutique, assimilable à la mortalité par pêche affectant ce stock. Leur propos est alors centré sur deux indicateurs. Le premier est un indicateur de moyen, il s’agit de la *prise par unité d’effort* ; le second est un indicateur d’objectif, il s’agit de la *prise maximale équilibrée*, également appelée *rendement maximal durable*<sup>5</sup>, qui correspond à la plus grande quantité de biomasse que le pêcheur peut extraire en moyenne et à long terme d’un stock halieutique dans les conditions environnementales existantes sans compromettre la capacité de reproduction du stock (Gulland, 1969, 1983 ; Laurec et Leguen, 1981). Il convient toutefois de noter que Beverton et Holt, qui figurent parmi les scientifiques qui ont le plus marqué la science halieutique, ont envisagé de généraliser les réserves de pêche comme outil de gestion des stocks halieutiques (Beverton et Holt, 1957), mais comme le soulignent Guénette *et al.* (1998), cette idée a été rejetée en faveur d’approches désormais classiques comme le contrôle des engins et des flottes et les réserves de pêche sont toujours restés un outil secondaire, voire anecdotique, à telle enseigne qu’elles sont souvent passées sous silence quand on évoque les AMP, car leur rôle n’était pas de protéger la biodiversité, mais de réguler l’accès à la ressource pour contrôler l’effort de pêche.

L’effondrement du stock de morue aux alentours de Terre-Neuve à la fin des années 1980 sans que les scientifiques canadiens, qui comptaient parmi les plus brillants experts en modèles halieutiques de la planète, n’arrivent à l’expliquer a entraîné un changement complet de paradigme dans le monde de la dynamique des populations exploitées (Gascuel, 1995). En 1995, la FAO propose un code de conduite pour une pêche responsable qui promeut l’approche écosystémique des pêches. Désormais la pêche ne peut plus être considérée comme relevant d’une simple relation « prédateur-proie » mais comme une relation entre cinq composantes dont quatre appartiennent à l’écosystème marin :

- le pêcheur ;
- ses proies, dans lesquelles on inclut les espèces ciblées et les prises accessoires ;

---

<sup>5</sup> Voir <https://wwz.ifremer.fr/peche/Les-grands-defis/Les-priorites/Rendement-maximal>.

- l’habitat de ces proies, que l’effort de pêche et les engins perdus (Belloni *et al.*, 2019) peuvent dégrader lorsqu’il s’agit d’espèces démersales ou benthiques ;
- les habitats connexes à ce dernier qui peuvent également subir des dégradations « accessoires » à la mise en œuvre de l’effort de pêche, notamment lorsque des engins perdus restent pêchants ;
- les espèces se trouvant dans la chaîne trophique en amont ou aval des espèces capturées dont la dynamique va être affectée par la mortalité par pêche de ces dernières et par les engins perdus.

Se met ainsi un effet Cascade qui constitue (de mon point de vue) un des apports théoriques majeurs de l’approche écosystémique des pêches (Casini *et al.*, 2008).

Dans le cadre de l’approche écosystémique des pêches, l’objectif de la régulation des pêches n’est donc plus la limitation de l’effort de pêche à un impact maximal admissible sur la ressource mais la recherche de l’impact minimal sur les écosystèmes auxquels « appartiennent » les espèces exploitées, en réduisant au maximum la dégradation des habitats et les effets Cascade sur les chaînes trophiques, que ceux-ci soient associés à ces dégradations d’habitat ou à la mortalité par pêche des captures.

### *1.2.2. La rencontre par l’espace et les conflits d’usage*

Comme évoqué précédemment, la multiplication des AMP et l’accroissement de leur surface moyenne augmente de manière considérable la probabilité de conflits pour l’usage des espaces marins entre la pêche et la conservation de la biodiversité. Cette probabilité est d’autant plus forte que la pêche comme la conservation tendent à s’étendre vers de nouveaux espaces lointains.

Jusqu’à ce que le plan stratégique 2011-2020 de la CBD soit instauré, la création des AMP se faisait essentiellement dans la mer territoriale, donc en deçà de la limite des 12 milles marins, et ne concernait guère les flottes hauturières opérant au-delà. Les conflits d’usage entre pêche et conservation affectaient alors principalement la pêche côtière et la petite pêche. La différence entre ces deux formes de pêche artisanale tient à la taille de l’embarcation qui définit le rayon d’action exploitable et la durée de la marée. Toutes deux se déroulent dans la mer territoriale mais selon la législation française, les marées de la petite pêche ont une durée maximale de 24 h tandis que les sorties de la pêche côtière peuvent aller jusqu’à 4 jours. Dans beaucoup de pays faiblement industrialisés de la zone intertropicale, comme Haïti, la majorité des pêcheurs relèvent de la petite pêche côtière et focalisent leur effort de pêche sur les petits fonds (jusqu’à 50 m de profondeur), rarement au-delà de l’isobathe 100 m.

Dans ce contexte, la superficie de l'espace de pêche dépend de la bathymétrie et du rayon d'action de l'unité de pêche, qui varie selon sa taille et son mode de propulsion (pagaie, voile, puissance du moteur). Lorsque le nombre de classes de profondeurs est faible, la superficie exploitable est maximale. En revanche, lorsque le nombre de classes de profondeur est élevé, une partie de l'espace se situant dans le rayon d'action des unités de pêche n'est pas exploitée, car trop profond. L'effort de pêche se concentre alors sur un espace plus réduit. Cet effort sera d'autant plus intense que le nombre d'unités de pêche exploitant cet espace sera élevé. La pression de pêche pourra alors être approchée par le rapport entre la superficie de la zone de pêche et le nombre d'unités de pêche y exerçant leur effort (tableau 4).

**Tableau 4 : Probabilité d'occurrence de conflits d'usages entre pêcheurs et AMP selon la densité des pêcheurs et la bathymétrie de l'espace de pêche accessible aux unités de petite pêche.**

		Nombre de pêcheurs le long du trait de côte ou nombre de pêcheurs exploitant l'espace de pêche		
		Faible à très faible	modérée	forte
Nb de classes de profondeur	Faible	Très faible et faible	Modérée	Très faible et faible
	moyen	Modérée	Très faible et faible	Forte
	élevé	Modérée	Forte	Très forte

Lorsque cet effectif n'est pas connu, on peut se contenter du nombre de pêcheurs vivant le long du trait de côte voisinant l'espace de pêche. Cet espace est aussi convoité pour la protection de la biodiversité. En effet, plus une AMP présente de classes de profondeur, plus le nombre d'espèces représentées tend à être élevé. De surcroît, plus la pression de pêche est élevée, plus la probabilité que l'arrêt de l'activité halieutique s'accompagne d'une progression de l'abondance des espèces cibles est forte. Dans le tableau 4, cinq classes de probabilité d'occurrence de conflits d'usage entre pêcheurs et AMP ont été distingués en croisant le nombre des unités exerçant un effort de pêche et le nombre de classes de profondeurs de l'espace halieutique accessible. Défini par le rayon d'action des unités de pêche, cet espace accessible se différencie de l'espace halieutique exploitable qui correspond à la partie de l'espace accessible dans laquelle les engins de capture et l'effort de pêche peuvent être déployés.

Avec la mise en œuvre du plan stratégique 2011-2020 de la CBD, l'intérêt des pays pour la mise en place d'AMP s'est singulièrement accru, difficile en effet pour un pays signataire de la CBD d'être relégué au rang des « mauvais élèves ». Ce souci d'étendre de manière significative la superficie des eaux mises en AMP s'est concrétisé par deux processus complémentaires. Il s'agit d'une part de la poursuite de la création d'AMP dans les eaux

territoriales, et, d'autre part, de la création d'AMP dans les ZEE, mais au-delà de la mer territoriale, certains pays archipélagiques allant jusqu'à mettre l'ensemble de la ZEE d'une île en conservation pour créer une grande AMP. Désormais les flottes hauturières nationales, ou celles qui bénéficient de licence de pêche pour opérer dans les ZEE de pays étrangers, sont concernées par la conservation de la biodiversité, surtout si la part des zones sanctuaires, interdites à tout usage, est importante dans les AMP créées. Ce dernier paramètre est essentiel (tableau 5a). Il impacte grandement les flottilles hauturières opérant sur les ressources démersales et peut s'avérer rédhibitoire pour les flottilles thonières dont les déplacements sont déterminés par les variations de l'hydroclimat et de la productivité primaire de l'océan qui leur est associé.

**Tableau 5 : Probabilité d'occurrence de conflits d'usages entre pêcheurs hauturiers et AMP.**

		<div style="display: flex; justify-content: space-around; font-size: small;"> <span>■ Faible</span> <span>■ Modérée</span> </div> <div style="display: flex; justify-content: space-around; font-size: small;"> <span>■ Forte</span> <span>■ Très forte</span> </div>		Ratio Superficie ZEE/superficie mer territoriale		
				Faible	Moyen	Élevé
Proportion de l'AMP en zones sanctuaires	Faible					
	moyen					
	élevé					

**a) Probabilité d'occurrence selon la proportion de l'AMP en zone sanctuaire et le ratio entre les superficies de la ZEE et de la mer territoriale.**

		<div style="display: flex; justify-content: space-around; font-size: small;"> <span>■ Moins forte</span> <span>■ Forte</span> </div> <div style="display: flex; justify-content: space-around; font-size: small;"> <span>■ Très forte</span> <span>■ Maximale</span> </div>		Taille de la ZEE		
				Faible	Moyenne	Élevée
Eaux internationales en bordure	Vastes					
	Modérées					
	Réduites/absence					

**b) Probabilité d'occurrence selon la taille de l'AMP et la présence d'eaux internationales à proximité lorsque le ratio Superficie ZEE/superficie mer territoriale est moyen et élevée la proportion de zones sanctuaires dans l'AMP.**

Dans le cas de mers fermées, présentant pas ou peu d'eaux internationales comme la mer Caraïbe, les thoniers hauturiers de type senneurs ne pourront plus suivre les populations de thons dans leurs déplacements si une partie importante des ZEE est mise en sanctuaires. Il est alors probable que, pour s'adapter à cette nouvelle contrainte, les armements thoniers accroissent l'usage des DCP dérivants pour agréger la ressource thonière dans les eaux qui leur sont accessibles. Ces dispositifs d'aide à la pêche étant particulièrement efficaces, le risque existe que cet accroissement

de l'effort de pêche au voisinage des AMP/sanctuaires se traduise par une surexploitation des stocks de grands pélagiques que les zones sanctuaires ne pourront guère compenser car il s'agit de ressources très mobiles, un thon pouvant se déplacer de plusieurs dizaines de km par jour. Dans ce contexte, la taille de la ZEE ou la présence d'eaux internationales au voisinage peuvent être des critères aggravant ou minorant le conflit d'usage (tableau 5b).

Lorsque la ZEE est vaste et qu'elle est bordée également d'eaux internationales en abondance, les pêcheurs ont suffisamment d'espace pour exercer leur activité et l'occurrence de conflits d'usages avec les AMP est faible. C'est le cas de nombreux États insulaires du Pacifique dont la ZEE est souvent 10 000 fois plus étendue que leur espace terrestre, à l'exemple de Tuvalu : moins de 26 km<sup>2</sup> de terres pour 900 000 km<sup>2</sup> d'océan. Dans ce contexte, il est aisé de répondre positivement aux demandes de la CBD en plaçant au moins 10 % de sa ZEE en AMP. Ainsi en 2008, Kiribati, qui se compose de trois archipels (les îles Gilbert, de la Ligne et Phoenix), a classé l'intégralité de la ZEE des îles Phoenix en AMP, soit 410 500 km<sup>2</sup> qui représentent 11 % des 3 550 000 km<sup>2</sup> que couvre l'ensemble de la ZEE du pays.

En revanche, les États en bordure de continents ou les États insulaires de mer intérieure comme la Caraïbe ou le Canal du Mozambique présentent des ZEE beaucoup plus réduites. Le ratio entre la superficie de la ZEE et celle de la mer territoriale est alors un bon estimateur de la probabilité de conflits d'usage entre la pêche et la conservation lorsque les États se lancent dans une ambitieuse politique de création d'AMP pour tenter d'atteindre les objectifs fixés par la CBD. Plus ce ratio est faible, plus l'État sera tenté d'accroître la superficie de ses AMP dans sa mer territoriale, ce qui augmentera d'autant le risque de conflit d'usage entre pêcheurs et AMP (tableau 5a). Si la CBD retient un objectif de 30 % des océans en AMP pour son prochain plan stratégique et qu'une large part de cet espace est dévolu aux ZEE des États signataires de la convention, le risque sera maximal. Il est alors probable que la coexistence entre pêcheurs et AMP devienne un des enjeux majeurs des prochaines décennies en matière de conservation de la biodiversité marine, surtout si la proportion des zones sanctuaires dans les AMP est appelée à s'accroître.

### **1.3. Du paradigme écologique au paradigme géographique**

Après des décennies d'évolution indépendante, la rencontre entre la pêche et les AMP, que le plan stratégique 2011-2020 de la CDB a grandement facilité, débouche sur deux nouvelles manières d'appréhender cette relation. Le paradigme écologique privilégie une entrée par l'écosystème. Le paradigme géographique privilégie une entrée par l'espace et le territoire.

### 1.3.1. Le paradigme biologique : le triptyque Pêche-Écosystème-Conservation

Ce paradigme s'inscrit à l'interface de deux logiques : celle de l'approche écosystémique des pêches, que nous venons brièvement d'évoquer, et la logique de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA, 2005) qui a largement diffusé la notion de service écosystémique dans la sphère des scientifiques puis celle des décideurs. Les deux logiques considèrent que la pêche s'inscrit dans le cadre de l'écosystème (figure 2).

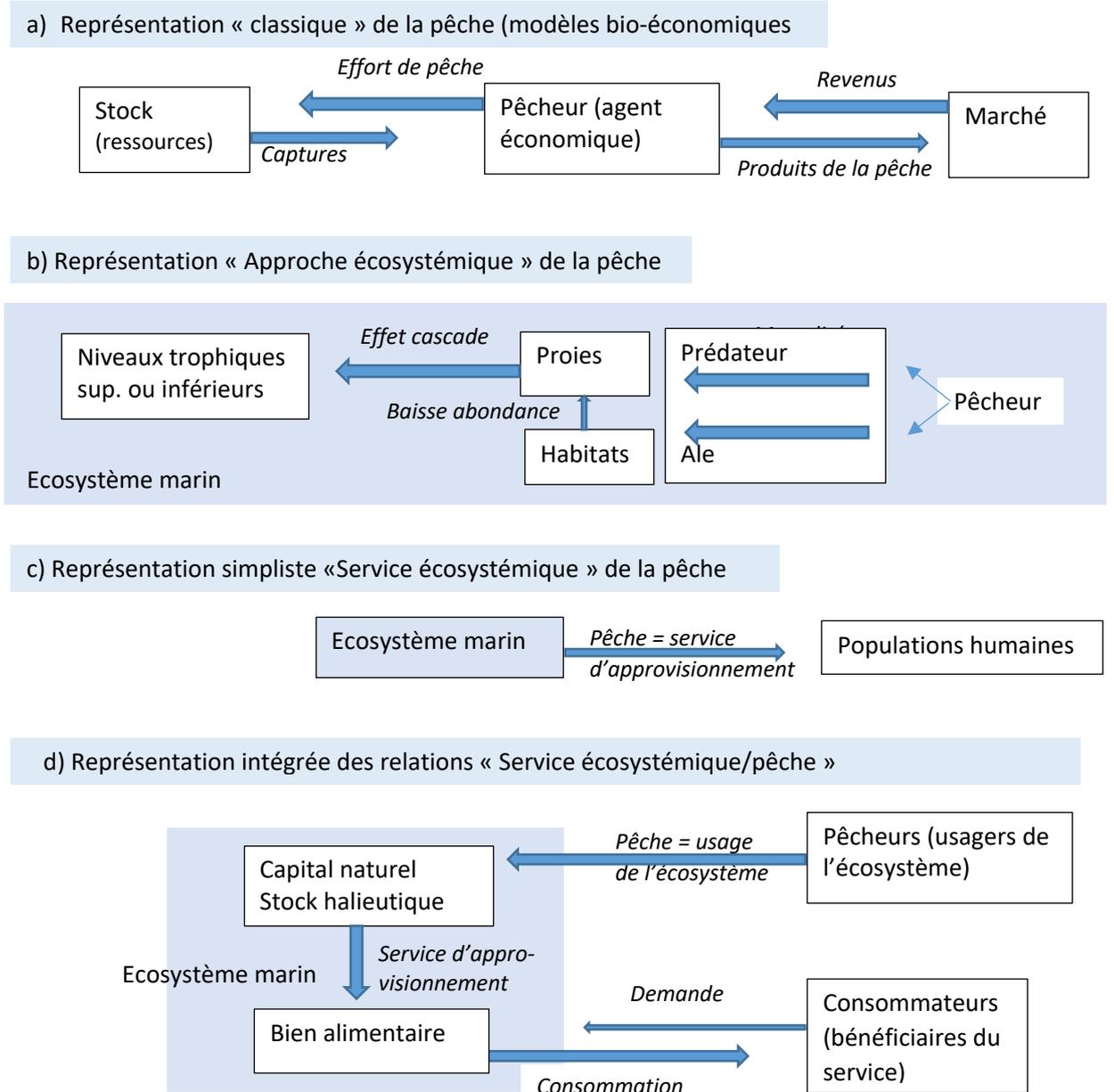


Figure 2 : La pêche et l'écosystème, quatre représentations différenciées.

Selon la première logique, la pêche est un perturbateur de réseau trophique, qui agit de manière directe sur des espèces cibles sous la forme d'une surmortalité (mortalité par pêche). La réduction d'abondance qui en résulte va agir de manière indirecte sur les biocénoses en affectant les relations trophiques entre l'espèce pêchée et les autres espèces se situant à des niveaux trophiques supérieurs ou inférieurs. Ces perturbations vont se propager le long de la chaîne alimentaire selon un effet Cascade. Lorsque ces effets Cascade dus à la pêche se conjuguent avec les perturbations écosystémiques générées par le changement climatique, on peut assister à des crises environnementales majeures, comme la disparition des petits pélagiques au bénéfice des méduses dans les pêcheries du courant de Benguela au large de la Namibie (Roux *et al.*, 2013). Dans ce contexte, comme l'illustre les modèles Ecopath et Ecosim<sup>6</sup>, le pêcheur est considéré comme un prédateur, mais un prédateur non spécialisé, car il a pour proies des herbivores, des petits pélagiques, des carnivores démersaux et des carnivores pélagiques. La pêche peut être également assimilée à un aléa de nature anthropique venant dégrader les habitats marins de manière mécanique<sup>7</sup>, au même titre que les houles cycloniques mais avec une fréquence souvent nettement plus élevée (figure 2).

Selon la seconde logique, la pêche est un service écosystémique. Parmi les différentes définitions qui ont été données des services écosystémiques, la plus commune est celle de Costanza *et al.* (1997). Dans leur article « phare<sup>8</sup> » « The value of the world's ecosystem services and natural capital » publié dans la revue *Nature*, lesdits services ont été assimilés aux bénéfiques que les populations humaines tirent directement ou indirectement du fonctionnement des écosystèmes.

La définition de Daily (1997) est également intéressante ; les services écosystémiques correspondent aux conditions et processus par lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui les composent assurent la subsistance et le maintien de la vie humaine. La relation entre les écosystèmes et le bien-être humain est donc consubstantielle de la notion de service écosystémique et place les sociétés humaines comme partie intégrante de la biosphère. Dans cette perspective, la pêche correspond à un service d'approvisionnement qui relie, d'une part, l'écosystème marin et les populations de poissons, cibles de

---

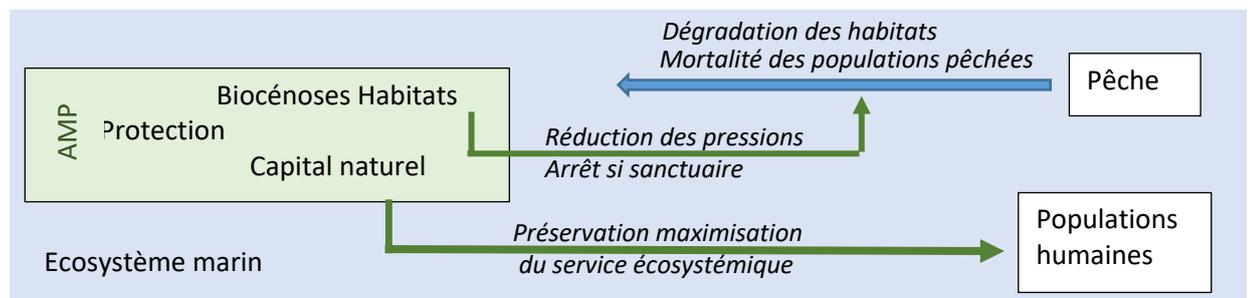
<sup>6</sup> Pour chaque niveau trophique l'équation de production correspond à la somme des biomasses concernées par la prédation naturelle, des biomasses concernées par la mortalité naturelle, des captures par pêche, des exportations et des accumulations de biomasse (Barrier, 2014).

<sup>7</sup> Excepté lorsque des substances chimiques sont utilisées comme technique de capture, qu'il s'agisse de poisons naturels issus de feuilles (de téphrosias, par exemple) ou de fruits (de *barringtonia* par exemple) ou d'insecticides comme le lindane, la gamaline ou le paraquat au Cameroun (Ona Ona, 2019).

<sup>8</sup> Cet article est qualifié de « phare » car il est à l'origine de l'intérêt des scientifiques pour les services écosystémiques, qui a conduit à l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire puis à l'initiative TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), supportée notamment par l'Union européenne (Serpantié *et al.*, 2012).

la pêche et, d'autre part, les populations bénéficiaires qui bénéficient de ce service en consommant les produits de la pêche, qui sont des biens issus dudit service d'approvisionnement (figure 2c). Il s'agit là d'une présentation schématique de la pêche qui gagne à être affinée (figure 2d). La pêche n'est plus alors assimilée à un service d'approvisionnement alimentaire, mais à l'usage d'un capital naturel/écosystème – le stock halieutique – avec pour résultat la fourniture d'un service écosystémique : l'approvisionnement d'un bien alimentaire, les produits de la pêche. Ces derniers font l'objet d'une demande de la part des consommateurs pour satisfaire à la fois leurs besoins physiologiques en nourriture et leur bien-être, représenté par le plaisir gustatif de l'ingestion des produits de la pêche.

L'approche écosystémique des pêches et l'approche de la pêche vue selon la focale des services écosystémiques associent étroitement la conservation et l'écosystème. Les deux représentations considèrent que les aires marines protégées sont parties de l'écosystème marin, qu'il convient de préserver pour restaurer les habitats, la biodiversité marine et l'abondance des espèces pêchées pour la première, pour préserver le capital naturel et maximiser les services écosystémiques qu'il génère pour la seconde (figure 3).



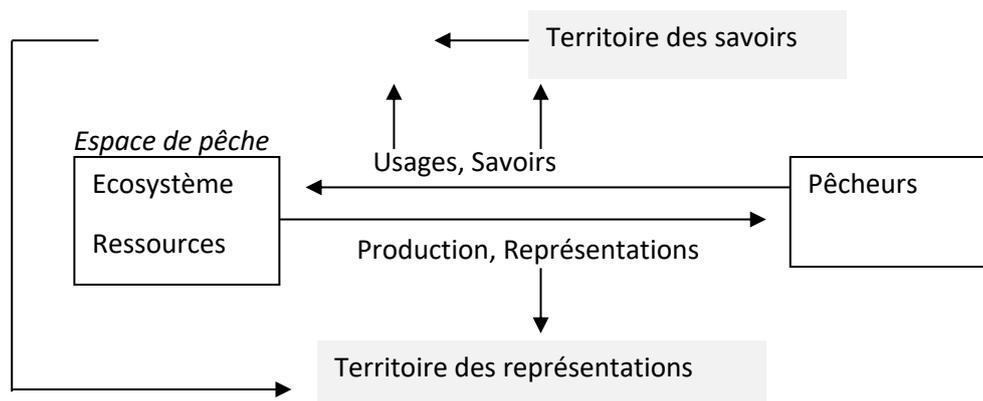
**Figure 3 : Le triptyque Pêche-Écosystème-Conservation.**

### 1.3.2. Le paradigme géographique : le triptyque Pêche-Territoire-Conservation

Si le paradigme écologique s'est généralisé depuis 2010, notamment en raison de la CDB, qui fait largement mention des services écosystémiques, et de la création en 2012 de l'IPBES qui dans son titre fait implicitement référence aux services écosystémiques (Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques), le paradigme géographique est encore peu répandu. Les concepteurs et gestionnaires des AMP ont en effet une formation universitaire centrée sur la biologie des populations et l'écologie. Le paradigme écologique leur est familier tandis que les notions de territoire et de dynamique territoriale leur sont bien souvent inconnues (David et Thomassin, 2007). Enfin, le triptyque Pêche-Écosystème-

Conservation est une approche éco-centrée quand le triptyque Pêche-Territoire-Conservation est une approche anthropocentrée, dans laquelle les aires protégées sont avant tout considérées comme des constructions sociales, même si leur dimension écologique est reconnue. Ce sont des territoires de nature juridique et administrative mise en place pour réguler les usages qui sont fait des écosystèmes et de la biodiversité, dont la pêche dans le cas des AMP. À ce titre, ils peuvent être qualifiés de *territoire de la régulation*, de *territoire de la réglementation* ou de *territoire de la règle*.

Mais les aires protégées sont des territoires pluridimensionnels. Le territoire juridique se surimpose à quatre types espaces qui existaient avant lui (figure 4).



**Figure 4 : Lorsque la pêche transforme l'espace halieutique en territoire.**

Il s'agit en premier lieu de l'habitat ou des habitats des espèces à préserver, qui constitue la base du support spatial sur lequel va se structurer l'AMP en tant que construction territoriale. Son étendue ainsi que sa biodiversité vont déterminer les limites de la zone à protéger et sa fonction principale : soit la préservation d'une biodiversité encore en bon état, soit la reconstitution d'habitats dégradés et des populations halieutiques surexploitées. D'une manière générale, tout espace marin riche de par sa biodiversité, ses habitats et ses fonctionnalités peut devenir une AMP. Cette richesse est tout d'abord un fait naturel mais elle est sous contrainte de l'homme. La qualité des habitats et l'abondance des peuplements marins dépendent en effet des usages qui en ont été faits avant la mise en protection.

Il s'agit en second lieu du territoire des usages, formé de l'ensemble des lieux mis en usage. Ceux-ci se divisent en trois grandes catégories : 1) les usages extractifs (pêche, prélèvement de sédiments, ramassage d'algues) à finalité professionnelle, qui impliquent une fréquence élevée des usages, 2) les usages récréatifs (navigation de plaisance, pêche notamment) qui, par définition, sont intermittents, bien qu'il puisse exister des exceptions notables, 3) les usages professionnels non extractifs. Ceux-ci peuvent revêtir

une grande variété de formes, de la collecte d'information scientifique sur l'état de santé des habitats et ceux des peuplements animaux ou végétaux réalisés de manière régulière mais peu fréquente, à l'organisation quotidienne de plongées sous-marine ou de visites en bateau (souvent à fond de verre dans les récifs coralliens) pour observer l'écosystème marins, ou ses espèces emblématiques, notamment les tortues, les dauphins, les baleines et l'avifaune. Cet espace des usages se compose de multiples sous-espaces, propres à chaque groupe d'utilisateurs. Pour chacun de ces utilisateurs, l'espace de son usage fait territoire, d'une part, en raison du temps qu'il y passe (fréquence des sorties et durée de chacune d'elles dans le cas des pêcheurs), d'autre part, du fait des savoirs et savoir-faire qu'il mobilise sur cet espace et sur les ressources qu'il abrite pour exploiter ou tirer usage de ces dernières. La nature de l'usage et les compétences de l'utilisateur dans sa pratique de l'usage (qui dépendent de son expérience et des savoirs qu'il mobilise) déterminent à la fois la délimitation du territoire de l'usage et l'intensité de la territorialité<sup>9</sup> qui lui est attachée. Lorsque l'usage est extractif, cas de la pêche, celle-ci est de nature économique. Le territoire de l'usage est alors modelé par l'espérance qu'a l'utilisateur de la production qu'il va tirer de l'exploitation des ressources de l'écosystème.

Il s'agit donc en troisième lieu du territoire des savoirs, formé de la projection sur les lieux d'usage de connaissances relatives à ces lieux (bathymétrie, courantologie en fonction des marées et des vents par exemple) et aux ressources qu'ils abritent. Issus de connaissances qui lui ont été transmises, enrichies de son expérience personnelle, ces savoirs et savoir-faire se conjuguent aux usages, dont ils permettent ou facilitent la mise en œuvre, pour rendre familier cet espace à l'utilisateur, en faire son territoire et l'inscrire dans ses représentations, qu'il pourra retransmettre à ses proches.

Il s'agit enfin du territoire des représentations que chaque utilisateur tire de sa fréquentation des lieux et des ressources qu'il met en usage.

Ce sont donc trois territoires différents que la fréquentation et la mise en usage de l'écosystème contribuent à créer :

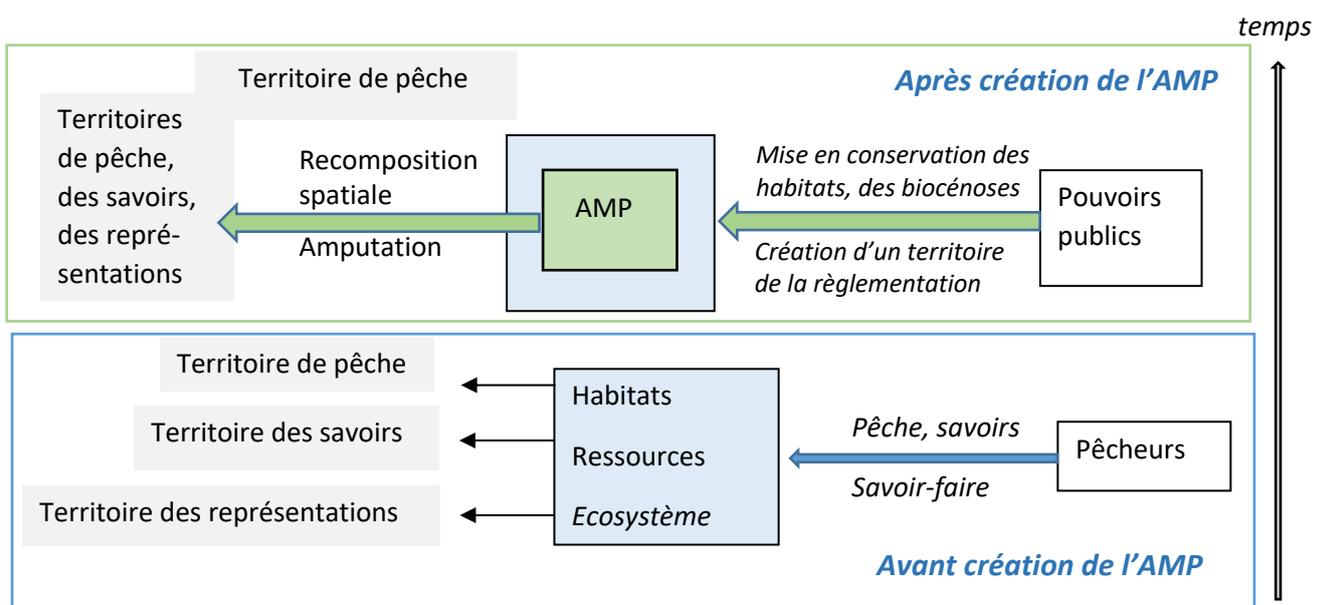
– un territoire de l'usage, formé de l'ensemble des lieux mis en usage par les pêcheurs ;

---

<sup>9</sup> Associant le concept de territoire à celui de culture, Bonnemaïson (1981) définit la territorialité comme « la relation sociale et culturelle qu'un groupe entretient avec la trame d'itinéraires et de lieux hiérarchisés et interdépendants, dont la figure au sol constitue un territoire ». C'est la pratique de ces lieux et de ces itinéraires qui fondent la territorialité, dont trois formes peuvent être distinguées : la territorialité identitaire, la territorialité économique et la territorialité politique, à laquelle se rattache la territorialité administrative. Cette distinction a été établie lors d'études effectuées dans les années 1990 sur la dynamique de la territorialité dans les îles d'Océanie (David, 1999). Elle s'est avérée éclairante pour comprendre la dynamique de la territorialité au voisinage des aires marines protégées lors de travaux ultérieurs réalisés en Océanie, dans l'océan Indien et en Bretagne, voir notamment la thèse de Thomassin (2011).

- un territoire des savoirs, formé de la projection sur ces lieux d’usage de connaissances relatives à ces lieux et aux ressources qu’ils abritent ;
- un territoire des représentations que le pêcheur tire de sa fréquentation des lieux et des ressources qu’il met en usage (figure 4).

Dans ce contexte, à tout instant, la qualité des habitats et celle des peuplements peuvent être considérées comme un héritage des interactions passées entre le territoire des usages, les habitats et les ressources mises en usage et la création d’une AMP conduit à l’amputation ou à la recomposition d’une partie de ces territoires (figure 5), thème qui sera précisé plus loin lorsque les effets socio-économiques des AMP seront présentés.



**Figure 5 : Le triptyque Pêche-Territoire-Conservation.**

Ce paradigme géographique est encore peu répandu, il s’avère souvent plus opératoire pour gérer les AMP que le paradigme écologique. En effet, comme toute gestion environnementale, la gestion des AMP relève plus des rapports entre les humains à propos de la nature et de la relation prédateur-proie que des rapports entre les humains et la nature.

### 1.3.2.1. LES EFFETS BIOLOGIQUES DES AMP SUR L’ACTIVITE HALIEUTIQUE ET LA GESTION DES PECHES

En interdisant tout effort de pêche à l’intérieur de son périmètre, lorsqu’il s’agit d’un sanctuaire, ou en régulant cet effort, toute AMP vise à supprimer les effets de la surpêche. En ce domaine, il convient de distinguer les effets directs et les effets indirects.

Au nombre de deux, les effets directs de la surpêche concernent les espèces exploitées, que celles-ci soient ciblées par les pêcheurs ou qu'elles soient capturées de manière accidentelle. Lorsque l'acte de pêche est voulu par le pêcheur, les prises accidentelles sont qualifiées *d'accessoires*. En revanche, lorsque les prises sont le fait d'engins perdus, on est dans le cas d'une pêche qualifiée de « fantôme ».

- La diminution de la taille et du poids moyen des prises constitue le premier de ces effets directs. Les individus de grande taille étant plus vulnérables aux engins de capture, la structure par âge de la population exploitée se modifie en raison de la mortalité par pêche.
- La diminution de l'abondance des espèces pêchées constitue le second effet direct. Elle affecte particulièrement les prédateurs, qui sont recherchés par les pêcheurs en raison de leur prix supérieur aux espèces de niveaux trophiques inférieurs. Cette baisse d'abondance concerne au premier chef les reproducteurs, dont la capturabilité est supérieure à celle des juvéniles du fait de leur taille.

Ces effets directs génèrent quatre autres effets, dits indirects, de nature biologique.

- La transformation de la structure par âge de la population est le premier d'entre eux. Elle peut conduire à une baisse de fécondité lorsque cette dernière est étroitement associée à la taille des individus. Le nombre d'œufs fécondés et pondus est nettement élevé chez les poissons ayant atteint leur pleine maturité. Il en va de même également chez de nombreux coquillages. Ainsi dans le cas des trocas, *trochus Niloticus*, coquillages nacriers de l'Indo-Pacifique, de nombreux pays océaniques ont-ils défini une taille maximale de capture pour préserver les individus les plus âgés, bien meilleurs reproducteurs que les jeunes trocas adultes.
- Chez les espèces hermaphrodites protogynes dont le sexe dépend de l'âge comme les mérus (genre *Épinéphelus*), qui d'abord femelles durant les premières années de leur maturité sexuelle deviennent ensuite mâles, la surpêche des grandes classes de taille entraîne des sex ratios très déséquilibrés avec une surabondance des femelles par rapport aux mâles.
- L'effet Cascade dans le réseau trophique est l'effet indirect le plus médiatisé. Ainsi la surpêche de grands carnivores peut-elle entraîner la prolifération de petits carnivores dont ils se nourrissent. Cette perturbation de la chaîne alimentaire se traduit à terme par une diminution importante d'herbivores. Si ceux-ci sont également l'objet d'une pêche importante, on peut assister à un développement de l'écosystème algal au détriment de l'écosystème corallien, qui nécessite une densité suffisante d'herbivores pour maintenir sa diversité.

- La perte de biodiversité peut ainsi être rangée également au rang des effets indirects de la surpêche.

À ces effets indirects d'ordre biologique de la surpêche, s'ajoutent également des effets négatifs induits par la dégradation des habitats. Il s'agit notamment des effets de chasse des ancres sur les herbiers de phanérogames marines et les massifs coralliens<sup>10</sup> et bien sûr du passage des chaluts sur les fonds meubles.

En interdisant toute pêche, les AMP instaurant des zones sanctuaires, constituent une solution radicale aux effets de la surpêche. L'accroissement de la taille et du poids moyens des espèces cibles, notamment les prédateurs, est le premier effet majeur attendu. L'accroissement de leur abondance est l'autre effet logique de l'arrêt de toute pêche<sup>11</sup>. Il résulte de deux processus : la disparition de la mortalité par pêche et l'augmentation du potentiel reproducteur des espèces qui étaient ciblées par les pêcheurs avant la mise en place de la zone sanctuaire, qui est lui-même une conséquence de ces deux premiers effets biologiques de la mise en réserve (figure 6). Cette augmentation du potentiel de reproducteurs permet également une plus grande stabilité du recrutement, effet dont la réalité géographique dépasse largement les limites de l'AMP. Les œufs et les larves des espèces cibles dont les populations sont désormais en voie de reconstitution ou sont pleinement reconstituées sont en effet entraînés par les courants. Cette diffusion larvaire peut contribuer au maintien de stocks halieutiques à plusieurs dizaines de km au-delà de l'AMP, dès lors que les larves vont trouver des habitats rocheux ou coralliens. Ceux-ci sont favorables à leur développement et augmentent de manière significative leur probabilité de survie, en raison des nombreuses caches qu'ils offrent face aux prédateurs.

Mais revenons à l'accroissement de l'abondance des prédateurs (et corrélativement de leur biomasse<sup>12</sup>). À moyen terme, celui-ci va avoir deux effets :

- il s'agit en premier lieu de la reconstitution des niveaux trophiques suite à la disparition des déséquilibres occasionnés par les effets Cascade de la mortalité par pêche, et de l'accroissement de la richesse spécifique (Lester *et al.* 2009) ;
- il s'agit en second lieu de la migration des prédateurs hors de la zone protégée une fois leur densité devenue trop élevée pour le potentiel de nourriture disponible. Cette migration, que les auteurs de langue anglaise

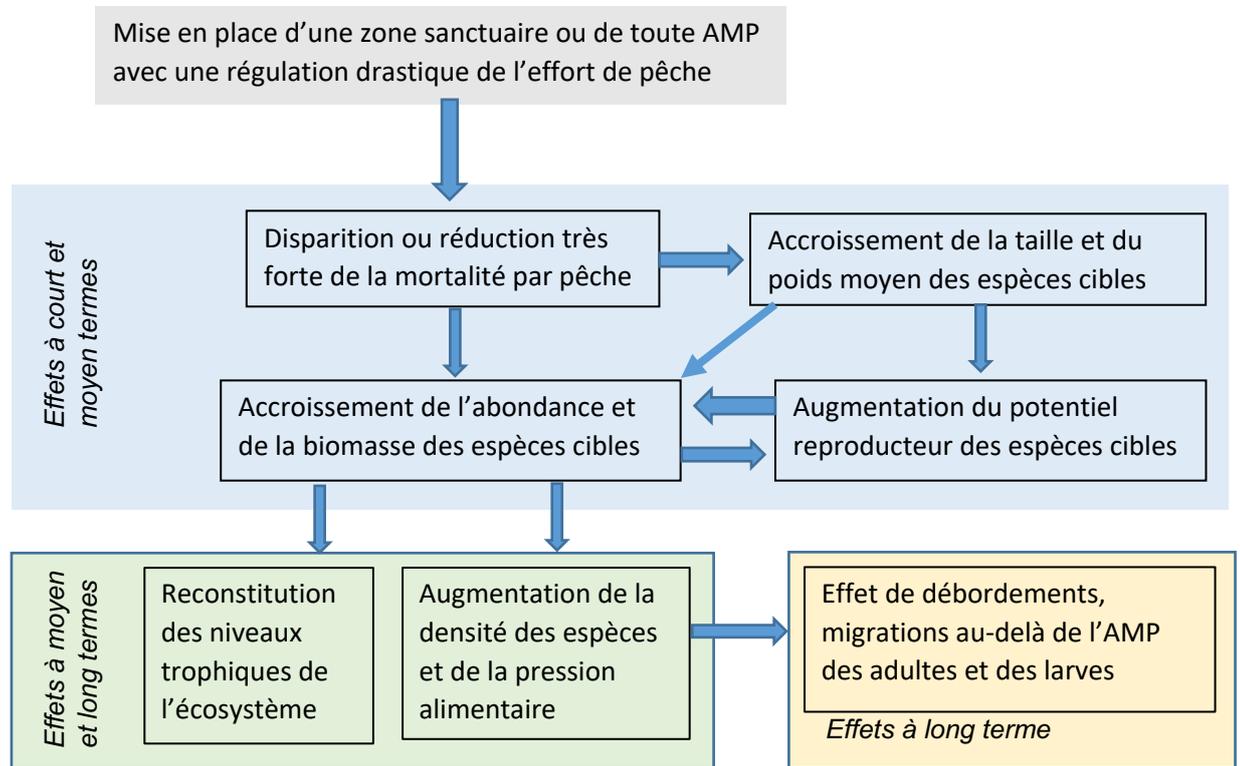
---

<sup>10</sup> Une ancre peut chasser d'une vingtaine de mètres avant de réussir à s'accrocher de manière efficace, détruisant alors de manière mécanique une partie des herbiers ou des coraux composant la zone d'ancrage (Youssouf, 2003).

<sup>11</sup> Le recrutement des petits pélagiques étant très sensible à la variabilité environnementale, l'effet réserve sur leur abondance est beaucoup plus réduit.

<sup>12</sup> L'accroissement de la biomasse résulte de l'accroissement de l'abondance et de la taille moyenne des individus composant la population de poissons.

qualifient de « spillover effect » (effet de débordement) est essentielle pour la reconstitution des stocks exploités au voisinage de l'AMP, à condition que les poissons adultes puissent trouver au-delà de l'AMP des habitats favorables pour se nourrir, s'abriter et échapper à l'effort de pêche.



**Figure 6 : Les effets réserves selon une perspective biologique et écologique.**

L'ensemble de ces effets Réserve permet la constitution d'une biomasse halieutique qui échappe à l'aléa que constitue la mortalité par pêche ; toute AMP fonctionnelle peut ainsi être perçue comme une « assurance risque » selon l'expression de Mesnildrey *et al.* (2010) reprise par Sadio (2015). Cette assurance risque est maximale lorsque la totalité de l'AMP est classée en sanctuaire et que la superficie mise en protection atteint au moins 30 % de la superficie exploitée par les pêcheurs (O'Leary *et al.*, 2016). Il s'agit là de conditions exceptionnelles. Généralement, les zones sanctuaires ne couvrent qu'une faible superficie des AMP et ces dernières représentent souvent moins de 10 % des zones de pêche. Mais même dans ces conditions, l'effet d'une AMP sur les stocks exploités aux alentours peut s'avérer positif, dès lors que la mortalité par pêche dans l'AMP est correctement régulée et que toute activité halieutique est proscrite sur les frayères durant la période de reproduction.

Pour maximiser l'effet Réserve sur l'espace halieutique, il convient de dépasser les limites géographiques de l'AMP et d'envisager celle-ci dans l'ensemble de l'espace halieutique. La mise en place d'un réseau d'AMP suffisamment proches les uns des autres pour permettre les déplacements de poissons ciblés par les pêcheurs devient ainsi évident (Gill et Calum, 2003). Lorsqu'il n'est pas envisageable de créer un réseau suffisamment dense d'AMP pour être pleinement fonctionnel, il faut maximiser l'effet de débordement des adultes et la diffusion des larves en maintenant aux alentours des AMP des habitats fonctionnels offrant des conditions optimales pour assurer la survie des adultes et des larves venant de l'AMP.

Les écosystèmes sédimentaires, où les herbiers alternent avec des étendues de sable, n'autorisent pas la fixation de larves de corail et s'avèrent peu favorables à la croissance de nombreuses espèces ; quant aux adultes, ils y trouvent peu de cache leur permettant d'échapper aux grands prédateurs. Dans ce contexte, la mise en place de récifs artificiels est une stratégie d'intensification écologique qui permet d'accroître la biodiversité locale en permettant aux larves de se fixer et à une biocénose corallienne de se développer. Un réseau de récifs artificiels installés entre deux AMP peut alors devenir un outil qui facilite la connectivité inter-AMP, maximise l'effet Réserve de ces dernières et permet aux stocks halieutiques de ne pas trop décliner lorsque l'effort de pêche est soutenu. Le réseau d'AMP, ou lorsque cela n'est pas possible le binôme AMP-récifs artificiels, constitue un bon outil de gestion des pêches, qui contribue à accroître l'acceptation des pêcheurs vis-à-vis de l'AMP. « *Processus dynamique, en permanente construction* » l'acceptation sociale « *renvoie à la notion d'assentiment, de consentement, de capacité d'accord, d'adhésion d'un individu ou d'un collectif d'acteurs à un projet, une idée, à des mesures relevant d'une politique publique* » (Depraz et Laslaz, 2014 ; Cadoret et Beuret, 2016). La lecture des coûts de gestion d'une AMP sous l'angle de l'acceptation sociale m'est propre. À aucun moment, Garcia *et al.* (2015) n'en font mention. Pourtant cette notion est particulièrement opératoire dans le cas des AMP (Thomassin, 2011). C'est la raison pour laquelle elle fera l'objet d'un développement plus important dans les pages suivantes.

### 1.3.2.2. LES EFFETS SOCIO-ECONOMIQUES DES AMP SUR L'ACTIVITE HALIEUTIQUE ET LA GESTION DES PECHES

Les effets socio-économiques de l'effet réserve peuvent-être abordés selon une perspective éco-centrée, dans laquelle, nous venons de le voir, l'AMP est composée d'écosystèmes dont il convient de restaurer les biocénoses impactées par la surpêche. Cette approche éco-centrée met alors l'accent sur la restauration des services écosystémique et leurs effets sur la société et l'économie.

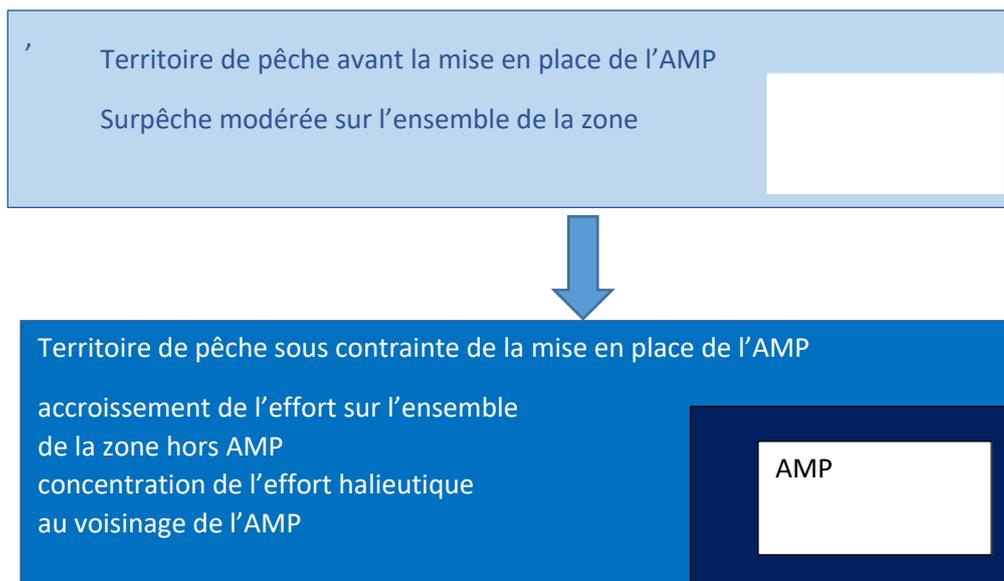
Les effets socio-économiques de l'effet Réserve peuvent également être abordés selon une perspective anthropocentrée qui met l'accent sur l'analyse coûts-bénéfices de la création des AMP. Cette dernière se décline selon deux approches disciplinaires : une perspective économique et une perspective sociale et géographique.

La première aborde l'analyse coûts-bénéfices selon un angle monétaire. Comme le soulignent Garcia *et al.* (2015) « ... du point de vue économique, une AMP représente un investissement de la société dans la conservation de son capital naturel. Aussi l'analyse socioéconomique des AMP a-t-elle principalement pour objet d'évaluer les bénéfices et les coûts de cet investissement pour la société ». Il s'agit de déterminer, d'une part, la performance de la mise en AMP *via* le rapport coûts/bénéfices et, d'autre part, l'équité de cette opération en examinant la répartition des bénéfices et coûts dans le temps, dans l'espace, et entre groupes sociaux.

L'analyse monétaire de l'efficacité de la mise en place des AMP étant difficile à mettre en œuvre, ce sont surtout les coûts qui sont correctement renseignés. Garcia *et al.* (2015) en identifient trois principaux.

- Les coûts de gestion portent d'abord sur les mesures à déployer pour assurer, d'une part, la surveillance de l'AMP et dissuader ainsi le braconnage et, d'autre part, le suivi écologique des habitats et des biocénoses mises en protection afin d'évaluer les progrès dans la restauration des habitats et l'augmentation des abondances. Il convient également d'intégrer à ces coûts toutes les actions visant à accroître l'acceptation sociale de l'AMP, qu'il s'agisse des nombreuses réunions avec les acteurs, des mesures compensatoires prises pour dédommager les pêcheurs, comme dans certains pays le rachat de leurs filets, ou la mise en place d'activités génératrices de revenus permettant la reconversion professionnelle d'une partie des pêcheurs.
- Les coûts d'opportunité concernent les pêcheurs et correspondent à l'ensemble des pertes financières, donc de revenus, qu'ils vont subir du fait de la mise en protection d'une partie de leur ancien territoire de pêche, qui leur est désormais interdit. Ces coûts vont perdurer jusqu'à ce que l'effet de débordement se mette en place, délai que Garcia *et al.* (2015) évaluent de 6 à 9 ans, à condition que les habitats ne subissent pas d'autres dégradations comme la pollution ou les aléas météorologiques et hydrologiques comme les houles cycloniques ou le blanchissement des coraux. Lorsque ces aléas surviennent, l'effet de débordement est plus long à se matérialiser car il nécessite que les écosystèmes abritant les espèces ciblées par les pêcheurs et objets du débordement soient pleinement fonctionnels.
- Les coûts indirects résultent du report de l'effort de pêche vers d'autres zones et/ou d'autres pêcheries. Il s'agit là d'un aspect souvent peu renseigné de la mise en place d'une AMP, dont les conséquences négatives

peuvent s'avérer supérieures aux effets positifs de la mise en réserve. Deux cas peuvent se présenter. Avec la création de l'AMP, le report de l'effort peut accroître de manière significative la surpêche sur l'ensemble de la zone exploitée, c'est ce qui s'est passé dans la baie d'Antongil à Madagascar (David 2004). L'AMP agit comme un dispositif de concentration de pêcheurs qui ciblent les adultes quittant l'AMP. Tout effet de débordement sur les espaces halieutiques voisins peut ainsi être annihilé (figure 7).



**Figure 7 : Lorsque la création d'une AMP peut accroître la surpêche aux alentours.**

À côté des coûts, les bénéfices socio-économiques de l'effet réserve semblent bien maigres. Comme le soulignent Garcia *et al.* (2015, p. 26), « ... aucun effet de prix (augmentation des prix dus à la baisse de production liée à une AMP) susceptible d'améliorer le revenu des pêcheurs malgré une éventuelle baisse des captures n'a été mis en évidence ». Comme effets socio-économiques positifs de la création d'AMP sur la pêche, ces auteurs ne citent que :

- a) des effets biologiques en amont de l'exploitation halieutique, qu'il s'agisse de la création d'un « stock de sécurité » au sein de la réserve, de la diffusion larvaire et de l'exportation de biomasse exploitable de la réserve vers les zones de pêche adjacentes ;
- b) des mesures compensatoires pour alléger la pression sur les ressources halieutiques, en offrant notamment aux pêcheurs une reconversion professionnelle ;

c) des améliorations espérées dans la gouvernance des ressources comme la gestion participative et spatialisée des usages, supposée réduire les conflits entre acteurs. Toutefois conviennent ces auteurs, une AMP peut aussi alimenter certains conflits et « ... il convient de garder à l'esprit que la création d'une AMP est, en soi, inefficace vis-à-vis de la cause majeure de conflits d'usage qu'est la surcapacité dans le secteur halieutique ».

Ces propos nous conduisent à évoquer maintenant la perspective sociale et géographique par laquelle les effets socio-économiques de la mise en place des AMP sont analysés, les problèmes de résolution des conflits relevant plus de la sociologie ou de l'anthropologie que de l'économie.

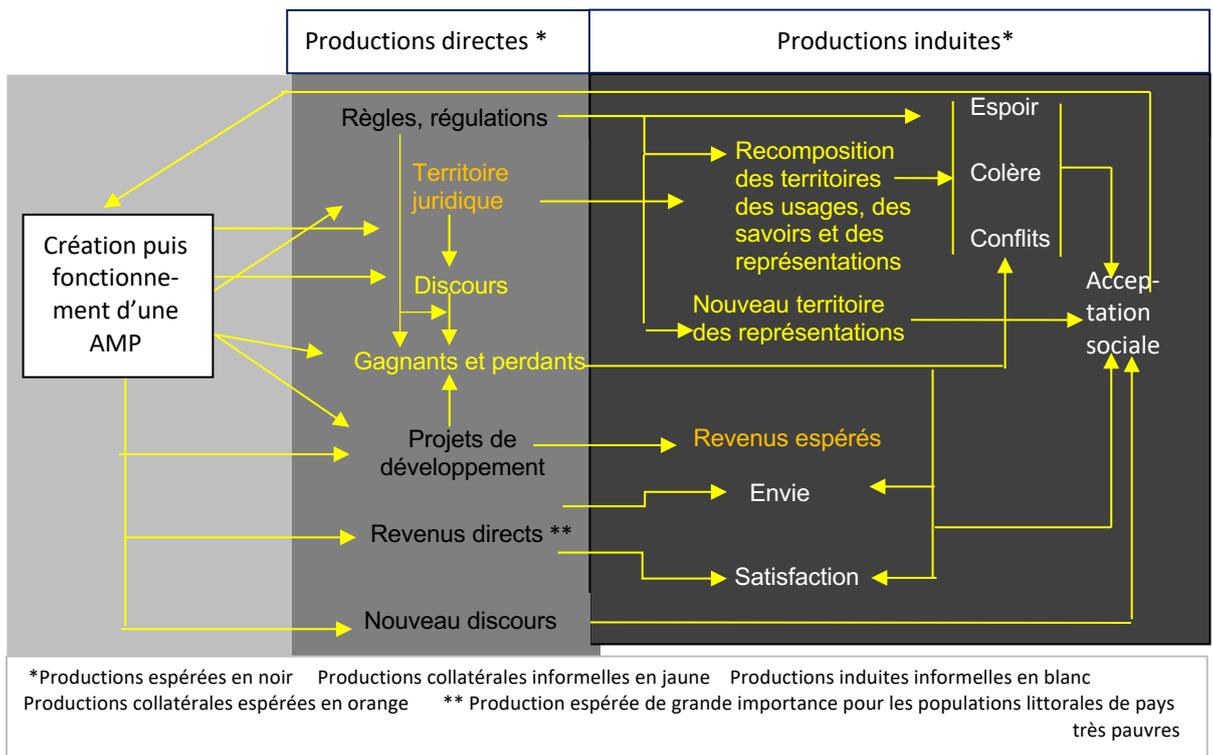
Selon cette perspective sociale et géographique, toute AMP est assimilable à une organisation qui génère des productions en fonction des objectifs qui lui ont été alloués ou qu'elle a définis dans le cadre de son plan de gestion<sup>13</sup>. Parmi celles-ci, il convient de distinguer, d'une part, les productions directes, qui résultent de la mise en œuvre des objectifs, des productions collatérales, inhérentes aux moyens mobilisés pour cette mise en œuvre, et des productions induites, générées par les productions directes ; d'autre part, les productions espérées de celles qui ne le sont pas. Ces dernières seront qualifiées de productions informelles car elles ne figurent ni parmi les objectifs assignés à l'AMP en tant qu'organisation, ni parmi les moyens mobilisés pour remplir ces objectifs (figure 8). Les productions directes sont espérées tandis que les productions induites et collatérales sont souvent informelles. Chaque production directe pouvant générer plusieurs productions collatérales et induites à caractère informel, toute augmentation du nombre des objectifs d'une AMP accroît le nombre des productions non espérées, augmentant d'autant le risque d'émergence de dysfonctionnements dans la gestion de l'AMP. Ceux-ci seront d'autant plus difficiles à maîtriser que les productions qui en sont à l'origine sont inconnues des gestionnaires.

Illustré par la figure 8, ce cas correspond à des AMP centrées sur la protection de la biodiversité<sup>14</sup> qui se dotent d'autres objectifs pour faciliter leur acceptation sociale. Cette stratégie s'appuie sur l'hypothèse selon laquelle accroître le nombre d'objectifs conduit à multiplier le nombre des gagnants et à réduire le nombre des opposants à l'AMP. Pour être couronnée de succès, sa mise en œuvre nécessite d'importants moyens financiers et techniques, conditions de plus en plus difficiles à réunir quand se multiplie le nombre des AMP (Agardy *et al.*, 2003).

---

<sup>13</sup> « Le plan de gestion d'une aire marine protégée est défini comme le document de planification qui fixe sur le moyen terme (10-15 ans) les finalités poursuivies et les orientations de gestion. Il est établi dans la plupart des cas une fois l'aire marine protégée en place, c'est-à-dire que l'instance de gouvernance peut jouer pleinement son rôle en s'impliquant dans les choix qui sont faits... Le plan de gestion repose sur trois piliers qui sont la quantification des finalités, qui permet de mesurer la réussite de la gestion, des principes d'actions et le cas échéant l'élaboration d'un zonage afin de préciser la répartition spatiale des enjeux » (MEDTL, 2012).

<sup>14</sup> Ce cas est extrêmement répandu à l'échelle mondiale.



**Figure 8 : Productions espérées ou collatérales générées de manière directe ou induite par la création et le fonctionnement d'une AMP.**

Le territoire est une des principales productions collatérales de toute AMP. Généré par les outils juridiques mis en œuvre pour assurer la conservation de la biodiversité, il se matérialise sous la forme d'un zonage et de règles d'accès dont le caractère technique (délimitation des zones, balisage, plan de gestion) masque généralement la nature territoriale aux yeux des gestionnaires de l'AMP, d'autant que leur cursus universitaire (ils sont majoritairement écologues ou biologistes de formation) ne les a guère familiarisés avec la notion de territoire. L'AMP est ainsi perçue comme un écosystème sur lequel se surimpose un espace de gestion, composé de zones (souvent matérialisées par un balisage) qui correspondent à des droits d'accès et d'usages spécifiques à une catégorie d'usagers, formalisés par le plan de gestion. Cet espace de gestion fait incontestablement territoire si on se réfère à la définition qu'en donne Le Berre dans l'encyclopédie de la Géographie : « *Le territoire est la portion de surface terrestre appropriée par un groupe social pour assurer sa reproduction et la satisfaction de des besoins vitaux* » (Le Berre, 1992). Mais le territoire constitue un type de production des AMP tout à fait unique car, rassemblant l'ensemble des zones concernées par la gestion de l'AMP, il devient de fait un élément constitutif de cette AMP. Toute AMP peut ainsi être considérée comme un territoire de nature juridique

(qu'on a qualifié plus haut de territoire de la règle) qui a pour fonction la gestion de l'AMP et qui, à ce titre, peut être également considéré comme un territoire de gestion de la biodiversité marine. Comme vu plus haut, ce territoire de gestion se surimpose à un territoire politique généré par la volonté des promoteurs de l'AMP à créer celle-ci.

Si toute aire protégée produit du territoire juridique, elle produit également de manière informelle un territoire formé des représentations que les anciens usagers du territoire occupé par l'aire protégée et la population riveraine de celle-ci se font de l'aire protégée, des bénéfices qu'elle apporte, ou est supposée apporter, à court et moyen termes et des privations de jouissance des territoires et des ressources passés qu'elle entraîne. Ces privations de jouissance conduisent à une autre forme de production territoriale inhérente à toute aire protégée : la recomposition des territoires des usages, des savoirs et des représentations résultant de la mise en usage de l'écosystème qui va être mis en protection. Ces aspects ont été évoqués plus haut (figure 4) mais il convient maintenant de préciser le propos.

La création d'un territoire de la règle perturbe profondément les usages qui s'exerçaient auparavant sur la zone concernée par l'aire protégée, créant quatre nouvelles entités.

- Les *nouveaux territoires des usages* sont des espaces nouvellement mis en usage, qu'ils le soient par de nouveaux usages ou par des usages dont l'AMP a considérablement accru la fréquence, ainsi la plongée sous-marine profite du renouveau d'abondance des populations de poissons dans des zones qui, surexploitées par la pêche, n'avaient plus guère d'usage avant leur mise en protection. La mise en usage exige du temps pour que l'espace sur lequel elle s'exerce soit approprié par les usagers et devienne ainsi un territoire.
- Les *territoires des usages recomposés (ou substitués)* ne subissent aucune modification de périmètre. Le contenant reste identique. En revanche, le contenu change. Ainsi le tourisme subaquatique peut-il remplacer la chasse sous-marine, une fois ce dernier usage interdit, et le pesca tourisme se substituer en partie à la pêche.
- Les *territoires perdus des usages interdits* sont les productions collatérales les plus emblématiques des AMP. Le cas le plus commun correspond au remplacement de la pêche par une zone sanctuaire. Par définition, tout usage y étant proscrit, aucune de ces zones sanctuaires ne peut être appropriée et devenir territoire. Ce sont des espaces qui dans l'imaginaire de leurs anciens usagers, les pêcheurs, restent le territoire de leur activité passée et cristallisent fréquemment leur opposition à l'AMP. On a là une opposition de valeur affectée à l'espace. Les gestionnaires de l'AMP mettent en avant sa valeur patrimoniale tandis que les anciens usagers ne perçoivent leur ancien territoire qu'à l'aune de sa valeur

d'usage, matérialisée par les revenus et satisfactions que la mise en usage de ce territoire leur procurait.

- Les *territoires des usages inchangés* sont les seuls qui échappent aux recompositions spatiales induites par le territoire de la règle. Espaces résiduels issus du territoire des usages antérieurs à la création de l'AMP, ils peuvent aussi être qualifiés de *territoires inchangés des usages*.

Ces créations et recompositions territoriales génèrent trois types d'usagers de la nouvelle AMP :

– les gagnants effectifs, dont les usages se sont accrus. Dans le cas de la pêche, il s'agit avant tout des gestionnaires de l'activité halieutique. En Haïti comme dans de nombreux autres pays, toute ressource peuplant la mer territoriale est en accès libre pour tout pêcheur national. Dans ce cadre juridique, il est difficile de conclure d'accords de cogestion entre les pouvoirs publics et des communautés locales qui bénéficient d'un accès réservé à la ressource, charge à elles de gérer celle-ci selon les principes et réglementation définis conjointement avec l'administration des pêches. Toute création de TURF (Territorial Use Right for Fishing) ou de LMMA (Locally Managed Marine Area) se révèle impossible. L'exemple de Madagascar offre en ce domaine des exemples fort éclairants. Traditionnellement, la ressource halieutique est exploitée au niveau villageois et il est courant que les autorités coutumières établissent des interdictions temporaires de pêche (appelées *Fady*) sur certains sites dans le cadre de textes juridiques locaux (les *Dina*) établis avec les acteurs locaux et supposés être reconnus par les autorités nationales (Cinner, 2008). Le problème est que ces *Dina* ne s'imposent jamais à la législation nationale qui prône le libre accès à la ressources halieutique. Un village peut alors instaurer des interdictions de pêche et les respecter, mais que faire lorsque des pêcheurs migrants s'installent et ne respectent pas ces interdictions en s'appuyant sur les règles du libre accès ? Respecter un *Fady* violé par les pêcheurs migrants revient à leur laisser l'exclusivité du bénéfice de l'interdiction de pêche. Dans ce contexte, l'interdiction de pêche est levée et toute gestion halieutique traditionnelle s'appuyant sur *Fady* et *Dina* devient caduque. L'unique solution pour réduire le libre accès est d'instaurer une AMP reconnue nationalement. Dans ce cadre juridique et territorial, il sera alors possible d'établir des règles d'exclusivité d'accès la ressource halieutique pour les pêcheurs riverains de l'AMP. Le coût d'opportunité résultant de la création de l'AMP est alors moins important pour les pêcheurs et la gestion de la pêche en est grandement facilitée. Il convient toutefois de souligner que le Plan national pour le Développement de la Pêche de 2010 ouvre une possibilité intéressante en reconnaissant l'existence juridique des eaux communales avec possibilité pour les communes de réguler l'accès des pêcheurs. La superposition de l'échelle communale et de l'échelle nationale (avec les AMP) comme cadres géographiques de la régulation juridique de la

pêche ouvre des perspectives tout à fait intéressantes en matière de cogestion halieutique ;

– les perdants ou gagnants potentiels, usagers des territoires recomposés dont le caractère perdant ou gagnant va s'affirmer avec le temps selon le type de pratique et son intensité. Les pêcheurs sont typiques de cette catégorie. À la mise en place de l'AMP, ils sont perdants, à moins que des mesures compensatoires importantes soient mises en place, mais il est espéré qu'ils deviennent gagnants avec la régénération du milieu et l'augmentation de l'abondance des populations de poissons au voisinage de l'AMP. Toutefois, le temps constitue une puissante contrainte puisque l'effet de débordement demande plus de cinq ans, voire 10 ans, pour se manifester ;

– les perdants effectifs dont les usages ont disparu avec la mise en place de l'AMP. Cette perte des usages les chasse de fait d'un territoire qu'ils s'étaient appropriés par leurs usages, mais aussi par les savoirs et représentations associés à ces usages. Si ce territoire n'était structuré que par la territorialité économique<sup>15</sup>, la privation des usages devrait logiquement se traduire à court terme par la disparition du territoire et de la territorialité associée. À moyen terme, la fin de la contestation des anciens usagers devrait se manifester au fur et à mesure de leur reconversion vers d'autres activités. Or, c'est rarement le cas. La dimension tridimensionnelle du territoire est en effet équivalente à la juxtaposition sur un même espace de trois territoires respectivement structurés par les usages, les savoirs et les représentations. Si la dimension « usage » est irrémédiablement perdue et si la dimension « savoirs » s'estompe avec le temps, la dimension « perception du territoire » tend au contraire à se renforcer jusqu'à devenir exclusive. Le territoire perdu des usages interdits est donc essentiellement un territoire des représentations. Plus la fréquentation de ce territoire désormais perdu était importante et plus

---

<sup>15</sup> Issue de l'éthologie, le concept de territorialité est adossé à celui de territoire. Une des premières définitions émane d'E. Soja (1971) pour qui la territorialité est un « *phénomène comportemental associé à une organisation de l'espace en sphères d'influence et territoires distincts et délimités, considérés au moins comme exclusifs par leurs occupants et concepteurs* ». Plaçant la territorialité à l'interface de la psychologie et de la géographie, cette définition est toujours d'actualité. Dans leur ouvrage de référence *L'Espace social, lecture géographique des sociétés*, G. Di Méo et P. Buléon (2005) résumant la territorialité à l'assemblage des territoires d'appartenance de chaque individu. Avec J. Bonnemaïson, la territorialité quitte le domaine de la psychologie et le niveau de l'individu pour investir le groupe et l'ethnologie. Associant le concept de territoire à celui de culture, il définit la territorialité comme « *la relation sociale et culturelle qu'un groupe entretient avec la trame d'itinéraires et de lieux hiérarchisés et interdépendants, dont la figure au sol constitue un territoire* » (Bonnemaïson, 1980, 1981, 1986, 1987). C'est la pratique de ces lieux et de ces itinéraires qui fondent la territorialité, dont trois formes peuvent être distinguées : la territorialité identitaire, la territorialité économique et la territorialité politique, à laquelle se rattache la territorialité administrative. Cette distinction a été établie lors d'études effectuées dans les années 1990 sur la dynamique de la territorialité dans les îles d'Océanie (David, 1999). Elle s'est avérée éclairante pour comprendre la dynamique de la territorialité au voisinage des aires marines protégées lors de travaux ultérieurs réalisés en Océanie, dans l'océan Indien et en Bretagne.

l'imaginaire qui lui était associé était riche et les géosymboles nombreux<sup>16</sup>, plus la probabilité sera forte que ce territoire ait participé à l'identité des usagers et soit associé à leur territorialité identitaire. La perception de sa perte sera alors intense et le risque de faible acceptation de l'AMP sera élevé.

Le braconnage constitue un exemple éclairant de l'intérêt d'une lecture territoriale des AMP. Selon la conception commune, la motivation des braconniers est principalement d'ordre économique. Dans ce contexte, la surveillance de l'AMP, y compris la nuit, est la principale action de gouvernance à conduire pour limiter l'ampleur de ce type de délits (David, 2011). Une lecture territoriale de l'AMP peut conduire à identifier une autre motivation du braconnage qui sera qualifiée de « territoriale » et qui ne concerne que les pêcheurs se sentant gravement lésés par la création du territoire que représentent l'AMP. C'est moins la perte des ressources et de la valeur d'option qui s'y rattachent qui est ressentie que la perte d'un territoire des usages, support d'une territorialité économique. Lorsque l'utilisateur appréhende ce territoire comme partie intégrante de son espace vécu, de son territoire familial, le ressenti de la perte est maximal : il s'agit d'une amputation territoriale. Celle-ci ravive une territorialité identitaire qui peut se substituer à la territorialité économique sur le territoire tout en contestant la légitimité des gestionnaires de l'AMP à occuper ce territoire. Le braconnier perçoit alors son activité comme un droit légitime à se réapproprier son territoire perdu des usages pour le réintégrer dans son territoire. Plus la proportion d'utilisateurs partageant ce point de vue est élevée et plus ces usagers rencontrent de l'empathie, voire de la sympathie, auprès de l'opinion publique, plus l'acceptation sociale de l'AMP sera faible et plus la lutte contre le braconnage sera difficile.

Comme l'illustre la figure 8, l'acceptation sociale peut ainsi être considérée comme la production induite ultime de toute AMP. Celle-ci joue un rôle essentiel, mais pas toujours reconnu, dans le fonctionnement de toute aire protégée (David et Thomassin, 2007 ; David, 2018 ; Thomassin, 2011). Une faible acceptation sociale peut impacter très négativement le fonctionnement des AMP. D'une part, elle peut inciter les contrevenants potentiels à passer à l'acte ; d'autre part, elle peut conduire les pouvoirs publics à réduire leur surveillance de l'AMP et à sanctionner moins lourdement les délits à la réglementation, quand l'opinion publique a plus d'empathie avec les auteurs de ces délits qu'avec les gestionnaires des AMP<sup>17</sup>.

---

<sup>16</sup> Pour Bonnemaïson (1981, 1986), la relation entre identité et territoire s'organise autour de la notion de géosymboles, définis comme des lieux et des itinéraires que les hommes se sont appropriés au cours des générations et dans lesquels et par lesquels leur culture s'inscrit, ponctuant ainsi un espace familial.

<sup>17</sup> Le consentement de la population à sanctionner les contrevenants à la réglementation de l'AMP a d'ailleurs été utilisé pour évaluer l'acceptation sociale de la Réserve naturelle marine de La Réunion (Thomassin *et al.*, 2010, Cillaurren *et al.*, 2015).

La figure 9 illustre trois cas théoriques de la dynamique d'acceptation sociale d'une AMP. Celle-ci s'inscrit dans le « cycle de vie » et la chronologie de l'AMP. Ce cycle de vie est balisé par cinq éléments marquants : a) les premières rumeurs concernant la possible création d'une AMP, b) l'annonce officielle du lancement du projet d'AMP, c) la création de l'AMP, d) les premiers effets Réserve et l'opposition maximale qui les précèdent, e) le croisement de l'évolution négative de l'opposition à l'AMP et l'évolution positive de son acceptation sociale. Ces balises chronologiques divisent le « cycle de vie » de l'AMP en cinq étapes.

L'acceptation sociale se manifeste dès qu'un projet d'AMP est connu des populations riveraines de la zone qui sera mise en protection. Ce portage à connaissance peut précéder de quelques semaines à plusieurs mois, voire années, l'annonce officielle du lancement d'un projet d'AMP. Durant ce début du cycle de vie, l'acceptation sociale suit une dynamique fluctuante, le manque de connaissance de la population vis-à-vis du futur projet laissant la place belle aux rumeurs. On considère alors que l'opinion des acteurs n'est pas fixée mais qu'en moyenne les opinions négatives sont supérieures aux opinions positives. La population concernée par l'AMP se divise alors en trois groupes :

- les neutres ou indécis, noté *pop N*, qui sont majoritaires ;
- les acteurs plutôt en défaveur de l'AMP, notée *pop O*, dont l'opinion est dominée par les craintes et angoisses concernant les coûts associés à la création de l'AMP, notamment la réduction de la liberté de déplacement pour les embarcations et les pertes de revenus pour les pêcheurs en raison de la réduction d'effort de pêche qui leur est imposée ;
- les acteurs plutôt en faveur de l'AMP, notée *pop F*, dont l'opinion est dominée par les attentes et les bénéfices escomptés en matière de protection de la biodiversité. Ces derniers sont minoritaires et moins nombreux que les acteurs en défaveur de l'AMP, tel que  $pop N > pop O > pop F$ .

À ce stade de la dynamique, aucun groupe de pression ne s'est encore constitué. C'est le lancement du projet d'AMP qui va cristalliser les opinions. Désormais, la création de l'AMP est considérée comme relevant du futur proche, les informations concernant cette dernière vont commencer à circuler et les acteurs qui se considèrent comme des victimes potentielles de la future AMP vont structurer leur opposition. Cette dernière apparaît alors comme un facteur structurant de la dynamique (figure 9a).

Dans cette dynamique, l'acceptation sociale n'est pas un simple antonyme de l'opposition au projet d'AMP. L'opposition se mesure à la fois par le ratio « nombre d'opposant rapporté à l'effectif total de la population » et par l'intensité de l'opposition estimée par des articles de presse, des manifestations et prises de parole dans la sphère publique. Dans les figures 9a

et b, elle est représentée par une courbe de Gauss. En revanche, l'acceptation sociale est supposée être une fonction linéaire du temps.

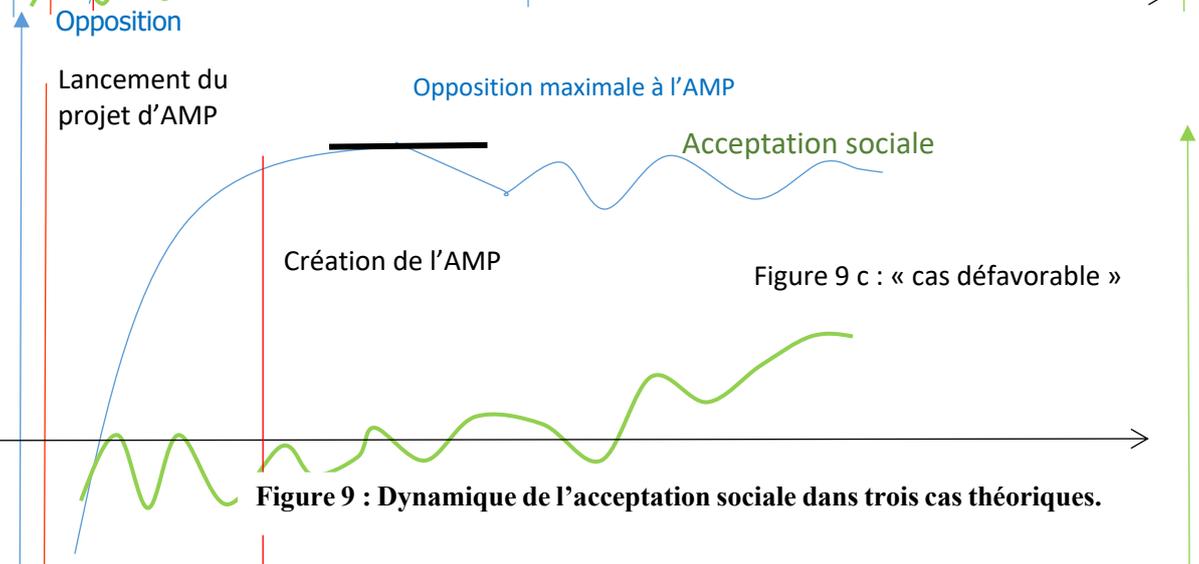
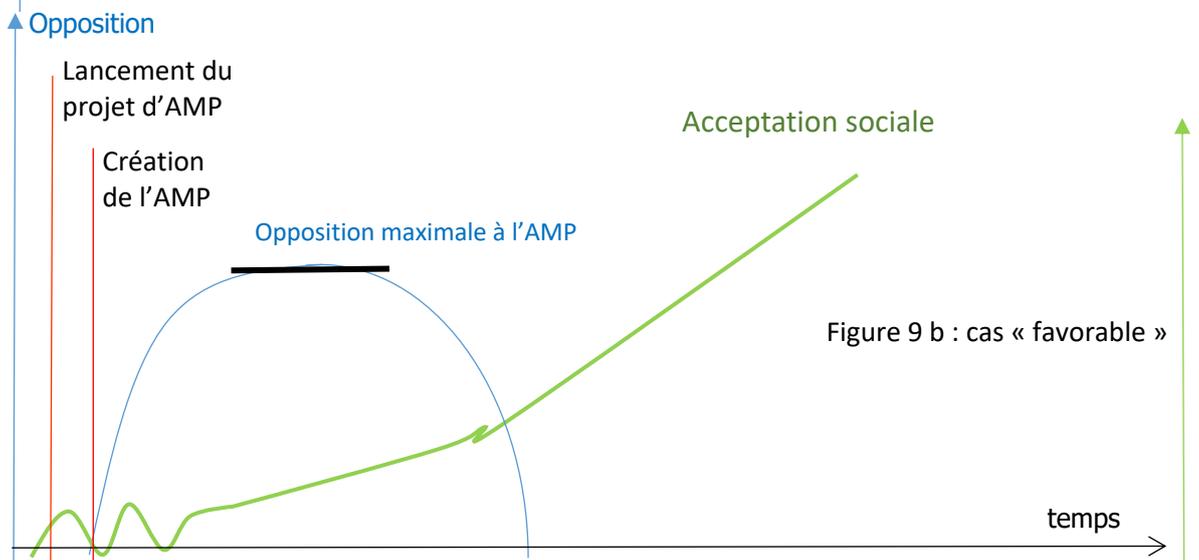
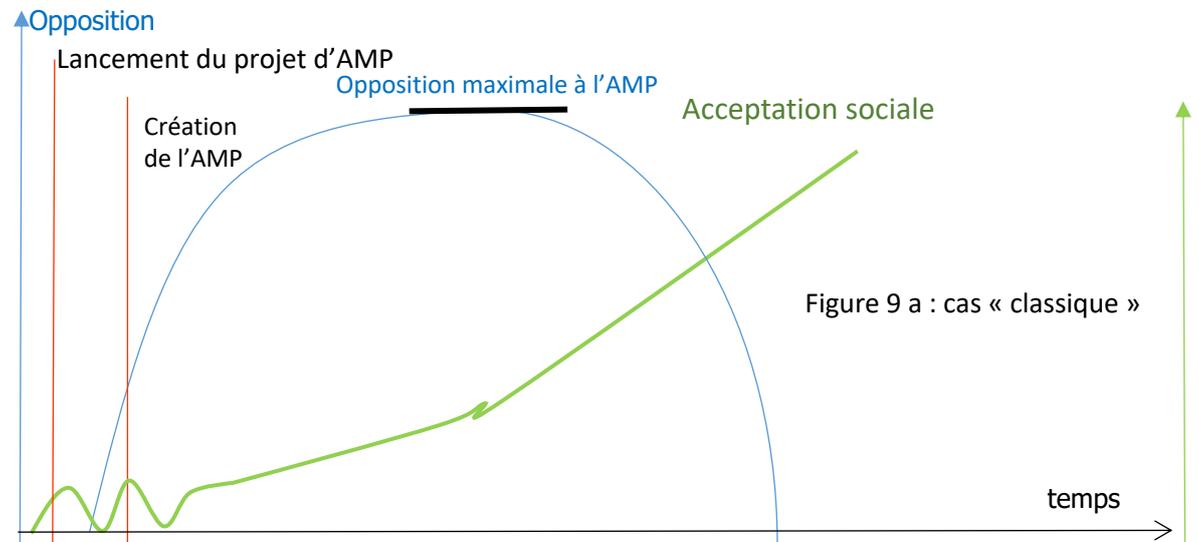


Figure 9 : Dynamique de l'acceptation sociale dans trois cas théoriques.

Le caractère neutre ou indécis de la population dépend du « cycle de vie » /chronologie de l'AMP. Avant que l'effet réserve ne soit perceptible, la neutralité des opinions est entièrement modelée par l'indécision des acteurs. L'effectif de la population neutre est alors assimilable à l'effectif de la population indécise. Lorsque l'effet réserve se précise, une partie de la population neutre reste composée de la population indécise mais une autre partie se compose d'une partie de la population opposée à l'AMP dont l'opinion à évoluer, l'opposition se transformant en indifférence. En matière d'acceptation sociale, l'indifférence ne vaut pas l'indécision. La première peut être considérée comme pérenne à la différence de la seconde. L'acceptation sociale adossée à l'indifférence est donc supérieure à celle adossées à l'indécision.

Une réflexion analogue peut être conduite en ce qui concerne l'opinion positive vis-à-vis de l'AMP. Avant que l'effet réserve ne soit perceptible, cette opinion positive se nourrit d'espoirs vis-à-vis des effets potentiels positif de l'AMP. Lorsque l'effet réserve se précise, l'espoir se concrétise. Il devient ainsi satisfaction pour une partie de la population favorable à l'AMP, pour une minorité de celle-ci déçue par les résultats de l'AMP, l'espoir devient indifférence et cette population vient rejoindre le rang des « neutres ».

L'opposition au projet d'AMP évolue également. Si le lancement du projet d'AMP est la première phase de de cristallisation des oppositions, la création de l'AMP en est la seconde phase. Le discours des pouvoirs publics, maître d'œuvre de l'AMP ne peut encore s'appuyer sur des réalisations positives concrète. Les différentes déclinaisons de l'effet Réserve restent à démontrer et un grand nombre d'indécis verse dans l'opposition face aux coûts qu'impose l'AMP, d'autant que l'opposition s'est structurée et que les opposants « historiques », qui s'étaient manifestés dès le début du projet d'AMP, mécontents de ne pas avoir été écoutés, donnent de la voix. Parmi les opposants, l'angoisse face à l'avenir devient ainsi de la colère. À la fin de cette phase, l'opposition maximale à l'AMP correspond à un maximum de personnes en colère, tel que  $pop O > pop N > pop F$ .

Durant cette phase essentielle du cycle de vie de l'AMP, à l'accroissement du nombre d'opposants en colère fait pendant la réduction du nombre d'indécis et le maintien du nombre de personnes espérant des effets positifs de l'AMP. Lorsque l'effet Réserve commence à se manifester, les attentes vis-à-vis de l'AMP deviennent satisfaction et le nombre d'acteurs partageant ce sentiment s'accroît de manière significative au détriment du nombre des indécis dont les effectifs s'effondrent. Tel est le cycle de vie présenté dans la figure 9a ( $pop F > pop O > pop N$ ).

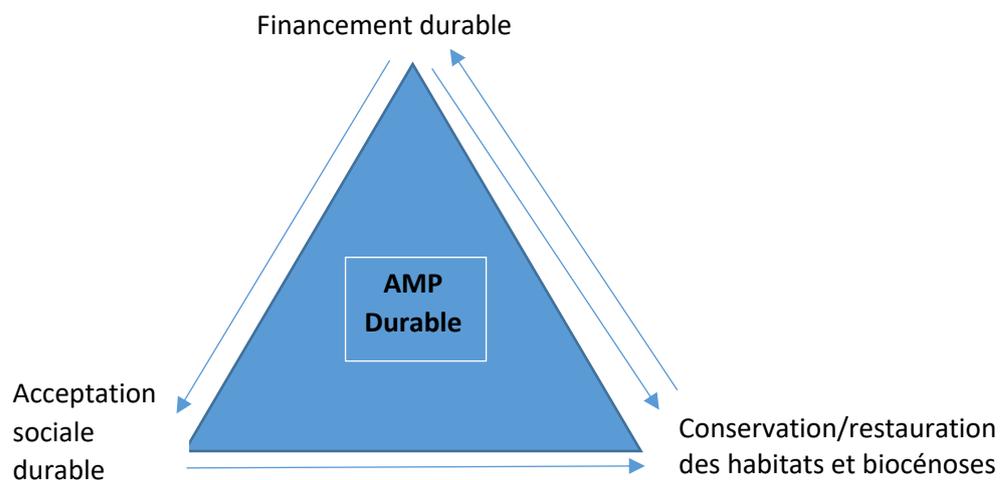
La figure 9b illustre un cas beaucoup plus positif marqué, d'une part, par une proportion moindre d'opposants dans la population et une moindre

virulence de leurs actions et propos et, d'autre part, par une réceptivité forte du public vis-à-vis des discours émanant des gestionnaires de l'AMP. L'expression  $pop F > pop O > pop N$  est donc majoritaire durant la majeure partie du cycle de vue de l'AMP.

En revanche, la figure 9c présente une situation très défavorable caractérisée par un nombre élevé d'opposants pour lesquels la création de l'AMP se solde par des coûts d'opportunités élevés, cette population étant peu sensible aux arguments des gestionnaires de l'AMP quant aux effets positifs futurs de l'effet réserve. De fait, l'évolution « classique » illustrée par la figure 9a s'avère impossible. Le nombre d'indécis devenant favorables au projet d'AMP est faible, le nombre d'opposants devenant neutres l'est encore plus. De fait, l'opposition au projet reste très forte et la courbe de l'acceptation sociale et celle de l'opposition ne vont jamais se croiser, ce qui signifie que le fonctionnement de l'AMP va toujours être très vulnérable à l'acceptation sociale de la population riveraine notamment des pêcheurs. L'expression majoritaire est donc  $pop O > pop O + pop N$  durant la totalité du cycle de vue de l'AMP.

## Conclusion

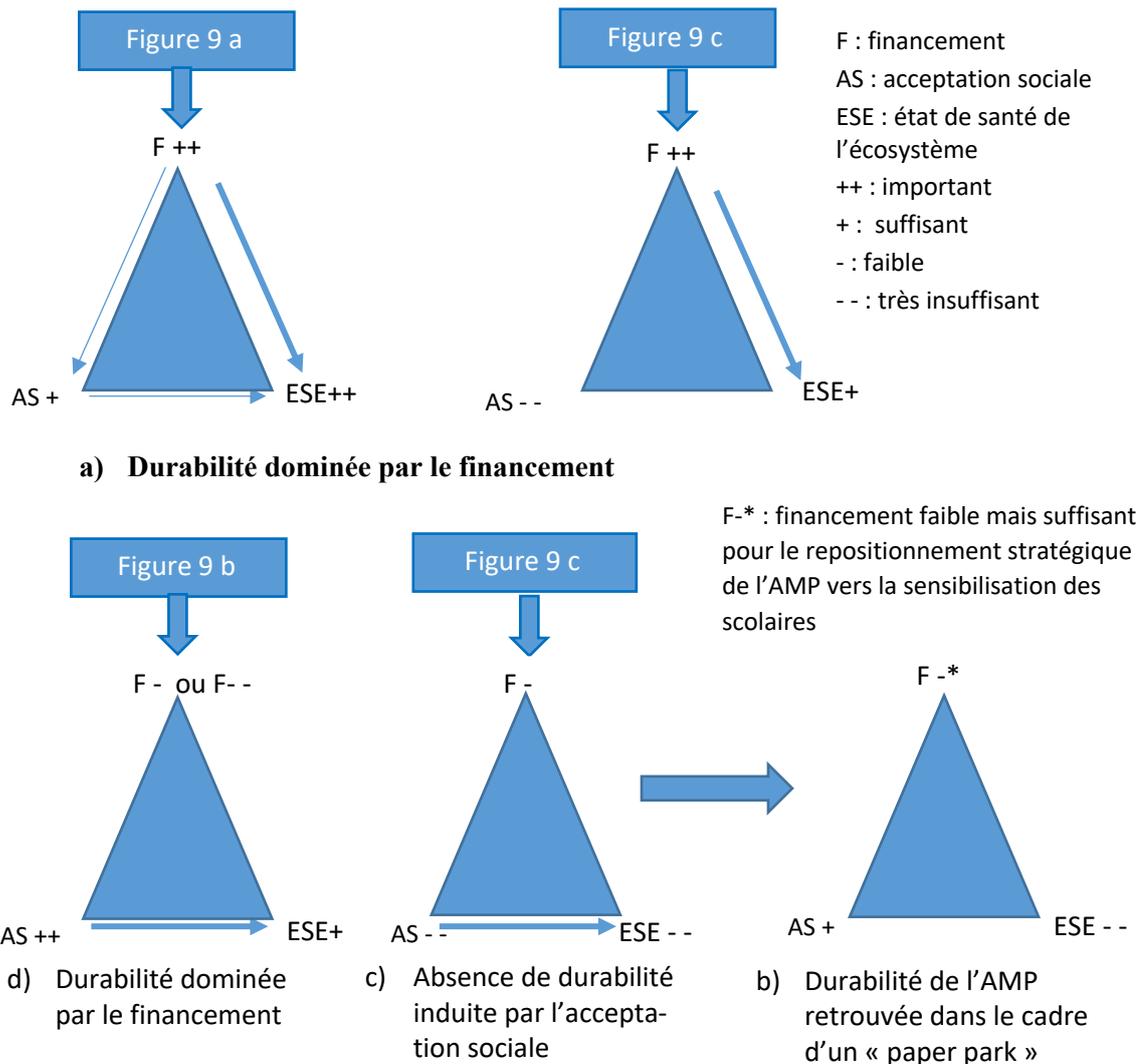
Ce long propos sur l'acceptation sociale des AMP peut surprendre car il est très peu traité dans la littérature, toutefois cette notion s'avère fondamentale car elle figure parmi les trois paramètres assurant la viabilité d'une AMP. Le premier d'entre eux est la conservation ou la restauration des habitats marins et des biocénoses qu'ils abritent. Principal objectif de toute AMP, il est sous la dépendance des deux autres paramètres de durabilité : l'acceptation sociale et le financement qui tous deux concourent à réduire au maximum les pressions anthropiques sur l'écosystème, notamment le braconnage lorsque la pêche est le principal usage du milieu (figure 10).



**Figure 10 : Les trois conditions de la durabilité d'une AMP.**

Dans ce contexte, la réduction du braconnage nécessite la mise en œuvre de deux stratégies aux logiques bien différenciées.

Il s'agit en premier lieu de la mise en action de moyens à la mer importants, à savoir un navire de surveillance qui sort régulièrement, dans l'idéal quotidiennement, ce qui nécessite un financement conséquent pour l'achat de l'embarcation, son entretien, des sorties fréquentes et le salaire de deux équipages. La surveillance coûte chère. Elle n'est donc effective que dans les AMP disposant d'un financement pérenne suffisant. L'effet de dissuasion qu'assure cette surveillance est alors suffisamment efficace pour que la pression anthropique sur les habitats et biocénoses à restaurer soit minimale et que l'effet réserve se mette en place, l'état de santé de l'écosystème s'améliorant de manière significative (figure 11a)



**Figure 11 : Dynamique de l'acceptation sociale et durabilité des AMP.**

Il s'agit en second lieu de l'implication des populations riveraines dans la gestion de l'AMP. Plutôt que de les considérer comme composées de braconniers potentiels dont il convient de se méfier, cette stratégie vise à associer ces populations dans la préservation de la biodiversité en les considérant comme des partenaires, composés d'acteurs potentiels de la conservation. *A minima*, ces acteurs respecteront les règles d'accès et d'usage des différentes zones composant l'AMP. Dans l'idéal, ils en assureront eux-mêmes une partie de la surveillance. Un tel partenariat renforce bien entendu l'acceptation sociale de l'AMP, puisqu'ils confèrent à ces acteurs le rôle de gardien d'un territoire dont ils étaient usagers et dont les pouvoirs publics acceptent de reconnaître qu'ils en sont désormais les usufruitiers, voire les « co-propriétaires », mais il nécessite en préalable une acceptation sociale

déjà suffisamment élevée pour que les acteurs locaux acceptent de collaborer avec les gestionnaires de l'AMP. Cette configuration correspond plutôt à la figure 9b. L'acceptation sociale élevée et pérenne est alors la garante de la viabilité de l'objectif premier de l'AMP, la conservation ou la restauration des habitats et biocénoses, avec un financement durable faible (figure 11b).

En revanche, une faible acceptation sociale, non compensée par des financements conséquents qui autorisent une surveillance quotidienne des espaces mis en protection, conduit inévitablement au non-respect des réglementations et au braconnage de la part des pêcheurs en colère. Dans ce contexte, la conservation ou la restauration des biocénoses ne peut être assurée (figure 11c) et, à terme, cette situation non viable conduit au démantèlement de l'AMP, à moins que celle-ci ne devienne ce que les auteurs de langue anglaise nomment un « paper park » (Agardy *et al.*, 2003).

Cette dénomination est très négative car elle laisse sous-entendre que l'AMP a perdu son caractère fonctionnel. C'est exact, mais il est possible que cette situation de parc papier puisse perdurer, à condition que l'objectif principal de l'AMP, la restauration et la préservation des écosystème marins, qui ne peut être rempli, s'efface en faveur d'un autre objectif beaucoup plus simple à atteindre ou difficilement mesurable et qui bénéficie d'une large acceptation sociale de la part de l'opinion publique : la sensibilisation environnementale de la population riveraine et l'éducation à l'environnement des scolaires (11d). Ce nouvel objectif a l'avantage d'être peu coûteux. Il ne nécessite ni moyens à la mer pour la surveillance, ni des plongées régulières pour le suivi de l'état de santé de l'écosystème et l'évaluation de l'effet réserve. Les financements réduits qui accompagnent la multiplication du nombre d'AMP s'avèrent donc suffisants.

Ce repositionnement stratégique de l'AMP présente deux autres avantages. D'une part, la sensibilisation environnementale bénéficie d'une image extrêmement positive de la part des bailleurs de fond et de l'opinion publique. Elle repose sur une hypothèse érigée au rang de postulat : le fait de travailler auprès des scolaires qui seront les citoyens de demain est une condition nécessaire, voire suffisante, pour que ceux-ci adoptent dans le futur des comportements vertueux vis-à-vis de la protection de la biodiversité. D'autre part, les protocoles de suivi-évaluation de cet objectif sont très simples. Ils se limitent trop souvent à comptabiliser le nombre de réunions avec les scolaires sans que l'efficacité et l'efficience de ces réunions soit estimée. Cette indigence dans le suivi-évaluation de l'éducation environnementale résulte de la forte acceptation sociale dont bénéficie celle-ci. Inutile de perdre du temps dans l'évaluation puisque par principe la sensibilisation est toujours positive ! De leur côté, les pêcheurs ne peuvent être que satisfaits d'une telle situation. Ils peuvent continuer à pêcher dans l'AMP sans que leur braconnage soit sanctionné. Leur acceptation sociale de

l'AMP va donc s'accroître et la dynamique correspondant à la figure 9c va évoluer en une dynamique « classique » illustrée par la figure 9a.

Il va ainsi s'instaurer un décalage de plus en plus marqué entre un état de santé « rêvé » de l'environnement marin, véhiculé par la communication environnementale des gestionnaires de l'AMP, et la réalité d'une dégradation continue de l'écosystème marin, qui ne sera connue de personne hormis les gestionnaires de l'AMP, qui chercheront à la masquer pour pouvoir continuer à bénéficier de financements. Même s'il conduit à un effondrement de la viabilité de l'écosystème mis en territoire de la conservation, un parc papier peut donc perdurer sans problème dès lors qu'il s'appuie sur le binôme *acceptation sociale/financement*.

Dans ce contexte des *parcs papier*, l'AMP ne constitue plus un outil de gestion halieutique mais un outil de marketing écologique développé dans le cadre de la réponse des engagements d'un état au plan stratégique de la CDB et qui se traduit pour les pêcheurs par un coût d'opportunité très faible sans que ceux-ci puissent espérer aucun effet réserve positif dans le futur.

À l'opposé, une AMP qui ne serait qu'un sanctuaire, ce que la majorité des grandes ONG environnementales recommande, aurait des effets de débordements positifs pour la pêche, mais uniquement au bout de six à dix ans. Une telle AMP s'accompagne dès sa création de coûts d'opportunité extrêmement élevés pour les pêcheurs. Le risque d'une très faible acceptation sociale de l'AMP de leur part est donc très important. Si l'AMP ne dispose pas des moyens à la mer suffisants pour réduire le risque de braconnage, l'effet de débordement en sera retardé d'autant, voire ne sera jamais fonctionnel.

Pour être un bon outil de gestion halieutique, l'AMP doit combiner une zone sanctuaire et des zones suffisamment vastes pour assurer la viabilité économique des populations riveraines qui bénéficieront d'accès réservés et s'impliqueront dans la cogestion des ressources. L'ingénierie écologique doit venir en appui à la création d'AMP en proposant des récifs artificiels qui viendront optimiser la diffusion spatiale de l'effet de débordement sur les eaux avoisinantes et améliorer l'acceptation sociale de l'AMP par les pêcheurs.

## Bibliographie

AGARDY T., BRIDGEWATER P., CROSBY M., DAY J., DAYTON P. K., KENCHINGTON R., LAFFOLEY D., MCCONNEY P., MURRAY P. A., PARKS J. E., PEAU L., 2003 – Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 13, 353–367.

AMELISA P., 2019 – Analyse du plan de gestion du Parc national des Trois Baies (Haïti). Liège Université, UC Louvain. Master de spécialisation en Sciences et Gestion de l'Environnement dans les pays en développement. Mémoire de master 2, Filière : nature et territoire, 80 p.

AMENGUAL J., ALVAREZ-BERASTEGUI D., 2018 – A critical evaluation of the Aichi biodiversity target 11 and the Mediterranean MPA network, two years ahead of this deadline. *Biological conservation* 225, 187–196.

BARRIER C., 2014 – Modéliser les réseaux trophiques, le modèle Ecopath. Université de Nice/Sophia Antipolis, laboratoire Ecomer, 33 diapositives.

BELLONI B., MARC C., BOUDOURESQUE C. F., RUITTON S., 2019 – Guide méthodologique pour l'évaluation des impacts des engins de pêche perdus. Marseille, AFB/M I O publ., 52 p.

BESANÇON J., 1965 – *Géographie de la pêche*. Paris, Gallimard, 523 p.

BEVERTON R. J. H., HOLT S. J., 1957 – *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*. London: Chapman and Hall, 533 p.

BOHNSACK J.A., 1993 – Marine reserves; they enhance fisheries, reduce conflicts, and protect resources. *Oceanus* 36, 63–71.

BONNEMAISON J., 1980 – « Espace géographique et identité culturelle en Vanuatu » *Journal de la Société des Océanistes* 68, 181–188.

BONNEMAISON J., 1981 – « Voyage autour du territoire ». *L'Espace géographique*, 4, 249–262.

BONNEMAISON J., 1986 – « L'arbre et la pirogue », *Les fondements d'une identité : territoire, histoire et société dans l'archipel de Vanuatu (Mélanésie)*. Paris : Orstom, Coll. Travaux et Documents n° 201, vol. 1, 540 p.

BONNEMAISON J. 1987– « Tanna, les hommes lieux », *Les fondements d'une identité : Territoire, histoire et société dans l'archipel du Vanuatu (Mélanésie)*. Paris : Orstom, Coll. Travaux et Documents, n° 201, vol. 2, 680 p.

CADORET A., BEURET J. E., 2006 – « Aire marine protégée, intérêt général environnemental et territoire, un rendez-vous manqué ? Le cas de Mayotte »,

*VertigO - La revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 16 Numéro 1<sup>er</sup> mai 2016, mis en ligne le 9 mai 2016,

CASINI M. J., LÖVGREN J., HJEL M., CARDINALE J. C., MOLINERO G. KORNILOVS, 2008 – Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem, *Proceedings of the royal Society* 275, 1793–1801.

CINNER J., 2008 – Le rôle des tabous dans la conservation des ressources côtières à Madagascar. Nouméa, CPS, *Ressources marines et traditions, Bulletin d'information* 22, 15–23.

CLARK C. W., 1996 – Marine reserves and the precautionary management of fisheries. *Ecol. Appl.* 6, 369–370.

CAZALE B., LEENHARDT P., 2014 – «Le phénomène mondial de multiplication et d'extension des surfaces des grandes aires marines protégées». In FERAL F., SLAVAT B. (dirs.), *Gouvernance, enjeux et mondialisation des grandes aires marines protégées : Recherche sur les politiques environnementales de zonage maritime, Le Challenge maritime de la France de Méditerranée et d'Outre-mer*. L'Harmattan, chap. 1 p. 25-52.

COSTANZA *et al.*, 1997 – The value of the world's ecosystem services and natural capita. *Nature* 387, 253–260.

DAILY G. C., 1997 – Introduction; what are ecosystem services. DAILY G. C. (Eds). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press. Washington D.C.

DAVID G., 1999 – « Du village à la construction de l'État : l'agrandissement de la territorialité dans le Pacifique ». In *La Nation et le Territoire, Le territoire, lien ou frontière ?* t. 2. Paris, Géographie et Culture/ L'Harmattan, p. 235-252.

DAVID G., 2004 – Les aires protégées littorales de la zone de la Commission de l'océan Indien. In LEBIGRE J. M. et DECOUDRAS P. M. (eds.), *Les Aires protégées insulaires et littorales tropicales*. Bordeaux, Presses Univ. Bordeaux IIII-SEPANRIT, CRET, coll. Îles et archipels, n° 32, p. 55-72.

DAVID G., 2011 – Les indicateurs de gouvernance des AMP, du concept au tableau de bord. PAMPA, WP4, 2011, rapport final n° 2, 19 p.

DAVID G., 2018 – Governance of Protected Areas as a tool for coviability. In *Coviability of Social and Ecological systems: Reconnecting Mankind to the Biosphere in an Era of Global Change*, vol.1 *The foundations of a new Paradigm*. Cham (Switzerland), Springer, Chap. 18, p. 321-342.

DAVID G., THOMASSIN A., 2007 – « Les aires marines protégées, petit voyage autour d'un territoire en mal de reconnaissance ». 1<sup>er</sup> Colloque national *Aires marines protégées*, Boulogne, 20-22 Novembre 2007, 14 p

DE SILVA M. E., GATELY E. M., DESILVESTRE I., 1986 – A bibliographic listing of coastal and marine protected areas: a global survey. Woods Hole Oceanog. Inst. Tech. Rept.

DEBEIR L., LEFEBVRE T., 2019 – Aires marines protégées, analyse comparée des stratégies et des réseaux à l'échelle internationale. Paris, France, Comité français de l'IUCN, 115 p.

DELAUNAY C., 2012 – Les aires marines protégées, quel impact sur la pêche ? IRD, Actualité scientifique, n° 404, mai 2012, 2 p.

DEPRAZ S., LASLAZ L., 2014 – Une méthode en dix points pour comprendre l'acceptation sociale des espaces protégés, LASLAZ L., GAUCHON S., HERITIER S. (Coord.), *Les Espaces protégés entre conflits et acceptation*. Paris, Belin, p. 49-66.

DI FRANCO A., THIRIET P., DI CARLO G. *et al.*, 2016 – Five key attributes can increase marine protected areas performance for small-scale fisheries management. *Sci Rep* 6, 38135. <https://doi.org/10.1038/srep38135>

DI MEO G., BULEON P., 2005 – *L'Espace social, lecture géographique des sociétés*. Paris, Armand Colin, 304 p.

FAO, 2011 – Marine protected areas and fisheries. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries: Fisheries Management, n° 4, 210 p.

FAO, 2018 – La situation mondiale de la pêche et de l'aquaculture 2018. Rome, Italie, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 154 p.

FAILLER P., TOURON-GARDIC G., TRAORÉ M. S., CHIAN PHANG S., 2020 – Evaluating the official achievement of Aichi target 11 for West African countries: a twofold challenge of accuracy and catching up. *Science of the total Environment* 698, article 134284.

GAINES S. D., WHITE C., CARR M. H., PALUMBI S. R., 2010 – Marine Reserves Special Feature: Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 18286-18295.

GARCIA S., GASCUEL D., HENICHART L. M., BONCOEUR J., ALBAN F., 2013 – Les aires marines protégées dans la gestion des pêches. Synthèse de l'état de l'art. Dakar, Commission sous-régionale des pêches, 88 p.

GARCIA S., BONCOEUR J., GASCUEL D., 2013 – Les aires marines protégées et la pêche bioécologie, socioéconomie et gouvernance : Bioécologie, socioéconomie et gouvernance. Presses universitaires de Perpignan, 430 p.

GASCUEL D., 1995 – Dynamiques complexes et relations simples : limites et pertinence des modèles de dynamique des populations pour la gestion des systèmes halieutiques. In LALOË F., REY H., DURAND J. L. (eds.), *Questions*

sur la dynamique de l'exploitation halieutique, ORSTOM (Colloques et Séminaires), p. 53-386.

GASCUEL D., 2019 – *Pour une révolution de la mer. De la pêche à la résilience*. Arles, Actes Sud, collection Domaines du possible, 520 p.

GASCUEL D., HENICHART L. M., 2011 – Étude sur l'état de l'art du rôle des AMP dans la gestion des pêches : volet bio-écologie. Rapport technique pour la sous-commission régionale des pêches, Dakar, Sénégal, 121 p.

GELL F. R., ROBERTS C. M., 2003 – Benefits beyond boundaries: The fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 18(9), 448-455.

GUBBAY S., 1995 – Marine protected areas - past, present and future. In GUBBAY S. (ed.), *Marine protected areas, principles and techniques for management*. Springer, Conservation Biology Book series vol5, chap. 1, p. 1-14.

GUENETTE S., LAICK T., CLARK D., 1998 – Marine Reserves: from Beverton and Holt to the Present, *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8, p. 251–272.

GULLAND J. A., 1969 – *Manuel d'évaluation des stocks d'animaux aquatiques. Première partie : analyse des populations*, Rome : Manuel FAO Sci. Halieut., n° 4, 160 p.

GULLAND J. A., 1983 – *Fish stock assessment, a manual of basic methods*. New York: John Wiley & Sons, FAO/Wiley Series on Food and Agriculture, 223 p.

KELLEHER G., KENCHINGTON R. A., 1992 – *Guidelines for Establishing Marine Protected Areas*. A Marine Conservation and Development Report. Gland, Switzerland, IUCN, 79 p.

KELLEHER G., BLEAKLEY C., WELLS S., 1995 – *A Global Representative System of Marine Protected Areas*. GBRMPA, IUCN and World Bank.

IUCN/UNEP, 2016 – *Protected planet 2016. La contribution des aires protégées à la réalisation des objectifs mondiaux pour la biodiversité*, Gland, 76 p.

LAUCK T., CLARK C., MANGEL M., MUNRO G., 1998 – Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications*. Supplement. *Ecosystem management for sustainable marine fisheries* 8(1) S72–S78.

LAUREC A., LE GUEN J. C., 1981 – *Dynamique des populations marines exploitées : concepts et modèles*. Brest : CNEOX, *Rapports scientifiques et techniques*, n° 45, 118 p.

LE BERRE M., 1992 – « Territoires ». In BAILLY A., FERRAS R., PUMAIN D. eds. *Encyclopédie de la géographie*. Paris : Economica, chap. 32, p. 617–638.

LESTER S. E., HALPERN B. S., GRORUD-COLVERT K., LUBCHENCO J., RUTTENBERG B. I., GAINES S. D., AIRAMÉ S., WARNER R. R., 2009 – Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 384, p. 33-46.

LEFEVRE C., 2005 – Aires marines protégées, les enseignements du premier congrès mondial pour la stratégie nationale. IUCN France, 15 p.

MESNILDREY L., GASCUEL D., LESUEUR M., LE PAPE O., 2010 – Analyse des effets des réserves de pêche. Rapport de synthèse. Cellule Études et Transfert du Pôle halieutique, Agrocampus Ouest. 109 p.

O'LEARY B. C. *et al.*, 2016 – Effective coverage targets for ocean protection. *Conservation Letters* 9, 398-404.

ONA-ONA J. O., 2019 – Gestion durable des ressources halieutiques en Afrique atlantique centre-est : Cameroun-Congo-Gabon, Perspective d'une politique de régulation sous-régionale. Université de Nantes, thèse de géographie, 309 p.

ROBERTS C. M., 1997 – Ecological advice for the global fisheries crisis. *Trends Ecol. Evol.* 12(1), 35–38.

ROBERTS C. M. *et al.*, 2017 – *Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change*, PNA 114, 6167-6175.

RODARY E., MILLAN J., 2008 – Extension et diversification des aires protégées, rupture ou continuité ? In AUBERTIN C. et RODARY E., Aires marines protégées, espaces durables ? IRD Éditions, p. 33-53.

ROUX J. P. *et al.*, 2013 – Jellyfication of marine ecosystems as a likely consequence of overfishing small pelagic fish: Lessons from the Benguela. *Bulletin of Marine Science* 89 (1), 249–284.

SADIO O., 2015 – Évaluation de l'efficacité des Aires marines protégées comme outil de restauration des ressources marines et de gestion des stocks halieutiques : l'expérience ouest africaine. Université de Bretagne occidentale, thèse d'Écologie halieutique, 257 p.

SERPANTIE G., MERAL P., BIDAUD C., 2012 – « Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 12 numéro 3 décembre 2012, mis en ligne le 15 décembre 2012.

SOJA E., 1971 – The political organization of space. Whashington, Association of American Geographers, Commission on College Geography, 54 p.

THOMAS H. L., MACSHARRY B., MORGAN L., KINGSTON N., MOFFITT R., STANWELL-SMITH D., WOOD I., 2014 – Evaluating official marine protected area coverage for Aichi Target 11: appraising the data and methods that define our progress. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems* 24 (2), 8-23.

THOMASSIN A., 2011 – « Des réserves sous réserve » : acceptation sociale des Aires marines protégées : l'exemple de la région sud-ouest de l'océan Indien. Université de la Réunion/IRD, thèse de géographie.

UICNC-MAP, 2018 – Application des normes mondiales de conservation de l'UICN aux aires marines protégées. Mener des actions de conservation efficaces grâce aux AMP pour la santé de l'océan et le développement durable. Version 1.0. Gland, Suisse. 5 p.

UNEP/WCMC, 2010 – Coverage of protected areas, guidance for national and regional use. Cambridge, 22 p.

UNEP-WCMC, 2018 – Liste des Nations unies 2018 des aires protégées. Supplément sur l'efficacité de la gestion des aires protégées. Cambridge, 63 p.

WEIGEL J. Y., MANNLE K. O., BENNET N. J., CARTER E., WESTLUND L., BURGENER V., HOFFMAN Z., SIMAO DA SILVA A., ABOU KANE E., SANDERS J., PIANTE C., WAGIMAN S., HELLMAN A., 2014 – Marine protected areas and fisheries: bridging the divide. *Aquatic Conservation : Marine and freshwater ecosystems* 24 (2), 199–215.

YOUSOUF MOUSSA O., 2003 – Les récifs coralliens des îles Moucha et Maskali : État de conservation, impacts humains et gestion durable. Mémoire de DEA. Université d'Orléans, 80 p.

# La pêche artisanale en Haïti

Sous la direction de Gilbert DAVID

Experts associés :

Jean-Paul ALARIC, Wilson CÉLESTIN, Nicolas DIAZ, Pierre FAILLER,  
Sylvain GILLES, Pierre-Yves HARDY, Pierre-Guy LAFONTANT,  
Max François MILLIEN, Pierre MORAND, Sylvain PIOCH, Jean-Pascal QUOD,  
Lionel REYNAL, Catherine SABINOT, Grégoire TOURON-GARDIC,  
Brice TROUILLET, Henri VALLÈS, Philippe VENDEVILLE

*Expertise scientifique collective de l'IRD  
réalisée à la demande du ministère de l'Agriculture,  
des Ressources naturelles et du Développement rural  
(MARNDR) d'Haïti*

**IRD Éditions**

INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT

Collection Expertise collective

Marseille, 2021

### Rédaction (synthèse)

Dominique Martin Ferrari  
Gilbert David  
Ludovic Mollier

### Préparation éditoriale

Marion Enguehard

### Maquette couverture

Michelle Saint-Léger

### Maquette intérieure et mise en page

Aline Lugand – Gris Souris

### Duplication clé USB

ACM Sourcing

### Coordination fabrication

Catherine Guedj  
Romain Costa

### Pour citer cet ouvrage :

DAVID G. *et al.*, 2021 – *La pêche artisanale en Haïti/Small-Scale Fisheries in Haiti*.  
Marseille, IRD Éditions, coll. Expertise collective, bilingue français-anglais, 248 p. + clé USB.

La loi du 1er juillet 1992 (code de la propriété intellectuelle, première partie) n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article L. 122-5, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans le but d'exemple ou d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1<sup>er</sup> de l'article L. 122-4). Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon passible des peines prévues au titre III de la loi précitée.

© IRD, 2021

ISSN : 2739-9168

ISBN : 978-2-7099-2919-6

ISBN PDF : 978-2-7099-2920-2

Expertise collective

# **La pêche artisanale en Haïti**

---

Contributions intégrales

Sous la direction de Gilbert DAVID

Expertise scientifique collective de l'IRD (ESCI),  
réalisée à la demande du ministère de l'Agriculture,  
des Ressources naturelles et du Développement rural (MARNDR)

**IRD Éditions**  
INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DEVELOPPEMENT  
Collection Expertise collective  
Marseille, 2021

## **Coordination de fabrication**

Catherine GUEDJ  
Romain COSTA

## **Mise en forme**

Nathalie ENGUEHARD

## **Duplication de la clé USB**

ACM Sourcing

Cette clé regroupe la version numérique de l'ouvrage en français, la synthèse traduite en anglais, ainsi que l'ensemble des contributions intégrales des experts du collège.

Pour citer cet ouvrage :

DAVID G. *et al.* (dir.), 2021 – *La pêche artisanale en Haïti*. Small-Scale Fisheries in Haiti. Marseille, IRD éditions, coll. Expertise collective, bilingue français-anglais, 248 p. + clé USB.