



HAL
open science

II. 4. Les outils de cogestion locale des petites pêches maritimes artisanales : principaux enseignements et perspectives d'application en Haïti

Brice Trouillet

► To cite this version:

Brice Trouillet. II. 4. Les outils de cogestion locale des petites pêches maritimes artisanales : principaux enseignements et perspectives d'application en Haïti. David, G. (dir.), Alaric, J-P., Celestin, W., Diaz, N., Failler, P., Gilles, S., Hardy, P-Y., Lafontant, P-G., Millien, M.F., Morand, P., Pioch, S., Quod, J-P., Reynal, L., Sabinot, C., Touron-Gadic, G., Trouillet, B., Vallès, H., & Vendeville, P. La pêche artisanale en Haïti / Small-Scale Fisheries in Haiti. Contributions intégrales, Editions IRD; coll. Expertise collective, 2021, 978-2-7099-2942-4. 10.4000/books.irdeditions.46855 . hal-03679838

HAL Id: hal-03679838

<https://hal.science/hal-03679838>

Submitted on 30 May 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

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.

Liste des experts

Président du comité des experts : Gilbert DAVID, directeur de recherche à l'Institut de recherche pour le développement – IRD (UMR Espace-Dev)

Jean Paul ALARIC, directeur de l'École de formation professionnelle maritime et aquacole en Martinique (EFPMA)

Wilson CELESTIN, professeur de la Faculté d'agronomie et de médecine vétérinaire, université d'État d'Haïti (UEH)

Nicolas DIAZ, secrétaire général du Comité régional des pêches maritimes et des élevages marins de Guadeloupe (CRPMEM)

Pierre FAILLER, directeur du Centre sur la Gouvernance bleue, université de Portsmouth

Sylvain GILLES, ancien ingénieur de recherche à l'Institut de recherche pour le développement – IRD. Bureau d'études EAT (Expertise aquacole tropicale).

Pierre-Yves HARDY, chercheur à l'université Paul-Valéry Montpellier 3

Pierre-Guy LAFONTANT, ancien directeur général du ministère de l'Agriculture, des Ressources naturelles et du Développement rural (MARNDR)

Max François MILLIEN, chargé de mission Recherche et Innovation à l'université de Quisqueya (UniQ)

Pierre MORAND, chargé de recherche à l'Institut de recherche pour le développement – IRD (UMI Résilience)

Sylvain PIOCH, maître de conférence au Lagam à l'université Paul-Valéry Montpellier 3

Jean Pascal QUOD, directeur de l'Agence pour la recherche et la valorisation marines de la Réunion (ARVAM)

Lionel REYNAL, directeur de recherche à l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (IFREMER)

Catherine SABINOT, chargée de recherche à l'Institut de recherche pour le développement – IRD (UMR Espace-Dev)

Grégoire TOURON-GARDIC, chercheur à l'université de Portsmouth

Brice TROUILLET, professeur à l'université de Nantes, Laboratoire LETG (CNRS), France

Henri VALLES, enseignant chercheur au Département de sciences biologiques et chimiques de l'université des West Indies, Campus de Cave Hill, Barbade

Philippe VENDEVILLE, chargé de recherche à l'Institut de recherche pour le développement – IRD (UMR MARBEC)

Pour l'appui à ses travaux, le comité a bénéficié du soutien de la Mission expertise et consultance de l'IRD :

Ludovic MOLLIER et Régis FERRON, coordinateurs des expertises collectives à l'IRD

Jean ALBERGEL, directeur de la Mission expertise et consultance

Abréviations et sigles

AMP	Aire marine protégée
AMTI	Aquaculture multi-trophique intégrée
ANAMPROM	Association nationale des marchands des produits de mer
ANAP	Agence nationale des aires protégées
ANMPM	Association nationale des marchands des produits de mer
ANPH	Association nationale des pêcheurs haïtiens
APE	Aires protégées éducatives
APEC	Association des pêcheurs de Chardonnières
AUF	Agence universitaire de la francophonie
BID	Banque interaméricaine de développement
CCPR	Code de conduite pour une pêche responsable
CDB	Convention sur la diversité biologique
CITES	Convention sur le commerce international des espèces
CNUDM	Convention des Nations unies sur le droit de la mer (ou UNCLOS)
COPACO	Commission des pêches pour l'Atlantique Centre-Ouest
CPRC	Caisse populaire ressource confiance
CPUE	Capture par unité d'effort
DCP	Dispositifs de concentrations de poissons
DDA	Directions départementales agricoles
DPAQ	Direction des Pêches et Aquaculture
EPHE	École pratique des Hautes Études
ESCI	Expertise scientifique collective de l'IRD
FEM	Fonds pour l'environnement mondial
FAO	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
FOPROBIM	Fondation pour la protection de la biodiversité marine
FVC	Fonds vert pour le Climat
GBIF	Global Biodiversity Information Facility
GCRMN	Global Coral Reef Monitoring Network
GEBCO	General <i>Bathymetric</i> Chart of the Oceans
ICRI	International Coral Reef Initiative
IFRECOR	Initiative française pour les récifs coralliens
IHSI	Institut haïtien de statistique et d'informatique
IRD	Institut de recherche pour le développement
MARNDR	Ministère de l'Agriculture, des Ressources naturelles et du Développement rural
MDE	Ministère de l'Environnement
MSC	Marine Stewardship Council
MUSO	Mutuelle de solidarité

NMFS	National Marine Fisheries Service ou NOAA Fisheries
NSF	National Science Fondation
OBIS	Ocean Biodiversity Information System
OMS	Organisation mondiale de la santé
ORGP	Organisations régionales de gestion de la pêche
OTC	Obstacles techniques au commerce
PA	Pêches artisanales
PED	Pays en développement
PEI	Petits États insulaires
PNUD	Programme des Nations unies pour le développement
ROV	Remotely Operated underwater Vehicle
RPOC	Regroupement de pêcheurs organisés de Chardonnières
SARI	Système aquacole à recyclage intégral
SEMANAH	Service maritime et de navigation d'Haïti
SHOM	Service hydrographique et océanographique de la marine
SIH	Système d'information halieutique
SPS	Sanitaires et phytosanitaires
TNC	The Nature Conservancy
UCAPEB	Union communale des associations de pêcheurs de Bainet
USAI	Unité de statistique agricole et informatique du MARNDR
VLIZ	Vlaams Instituut voor de Zee
WECAFC	Western Central Atlantic Fisheries Commission
ZEE	Zone économique exclusive

Sommaire interactif

I. EXPLOITATION DES RESSOURCES

- I.1. Réaliser un inventaire des principales espèces marines d’Haïti :**
Comment utiliser des bases de données internationales9
Philippe Vendeville
- I.2. Une description préliminaire, et à grands traits, de la variabilité spatiale de l’effort de pêche maritime en Haïti**41
Henri Vallès et Darren Browne
- I.3. Description préliminaire des relations entre l’effort nominal de pêche maritime, le type d’embarcation, les techniques de pêche et la composition des captures dans trois communes du sud d’Haïti**76
Henri Vallès, Mikelson Adesca, Darren Browne, Dieuleme Dorestan et Samuel Joseph
- I.4. Les ressources pélagiques hauturières - Perspectives de développement de l’exploitation des ressources du large en Haïti (incluant pêche DCP)**124
Lionel Reynal et Wilson Celestin
- I.5. Comment améliorer la sécurité et assurer la viabilité de la petite pêche côtière ou « pêche artisanale » en Haïti**216
Jean-Paul Alaric

II. GESTION DES RESSOURCES ET INTENSIFICATION ÉCOLOGIQUE

- II.1. Les récifs coralliens d’Haïti : structure et fonctionnement en lien avec les perspectives de développement durable et de pêche artisanale soutenable**263
Jean-Pascal Quod et Gregor Hodgson
- II.2. Propositions pour une aquaculture haïtienne en zone de mangrove**280
Sylvain Gilles, Wilson Célestin et Bénédy Belot
- II.3. Lakay pwason : site pilote d’habitats artificiels adaptés à la petite pêche côtière**.....308
Sylvain Pioch et Pierre Yves Hardy
- II.4. Les outils de cogestion locale des petites pêches maritimes artisanales : principaux enseignements et perspectives d’application en Haïti**389
Brice Trouillet
- II.5. Les AMP et la gestion des pêches**415
Gilbert David

III. COMMERCIALISATION, SÉCURITÉ ALIMENTAIRE et GOUVERNANCE

- III.1. Quelles stratégies pour accroître la contribution des produits de la pêche à la couverture des besoins protéiques de la population haïtienne ?**463
Grégoire Touron-Gardic, Pierre Failler et Asmine Désirade

III.2. La sécurité sanitaire des aliments : de nouveaux défis et enjeux pour la République d'Haïti	490
Max François Millien	
III.3. État des connaissances sur la ciguatera et les autres formes de TIAC (toxi-infections alimentaires collectives) par animaux marins en Haïti	518
Jean-Pascal Quod	
III.4. Le concept de système pêche et son application en Haïti	530
Gilbert David	
III.5. S'appuyer sur les savoirs, savoir-faire des pêcheurs et normes locales pour penser la gestion de la pêche en Haïti	607
Catherine Sabinot, Samson Jean Marie, Wilson Célestin, N. Jean Baptiste, Asmine Desirade	
III.6. Quelle est la place des femmes dans le secteur halieutique et comment l'améliorer ?	642
Catherine Sabinot, Yrvine Joanis, Delphine Boissy et Pierre-Guy Lafontant	
III.7. Quel système d'information halieutique pour Haïti ? Analyse prospective ..	698
Pierre Morand	

IV. RAPPORTS DE STAGE

IV.1. Perception des acteurs de la filière poisson sur les méthodes de conservation	725
Asmine Desirade	
IV.2. Cartographie récifale par télédétection en Haïti (zones de la Gonâve et du nord-est de la Grand'Anse)	758
Olivia Baleya	

II.4. Les outils de cogestion locale des petites pêches maritimes artisanales : principaux enseignements et perspectives d'application en Haïti

B. TROUILLET

Professeur des universités, géographie
Université de Nantes, CNRS, UMR LETG, Nantes, France

Introduction

Partant d'une revue de littérature, cette contribution a pour objectif de produire une synthèse critique d'outils de gestion des pêches maritimes. Plus précisément, les termes de référence¹ conduisent à s'intéresser aux outils combinant deux dimensions considérées ici comme essentielles, à savoir des outils s'établissant au niveau « local » et impliquant les « communautés »

¹ Sous-axe thématique 5.1 de l'expertise collective : « *Quelles leçons faut-il tirer des expériences à l'international de la mise en place des TURF (Territorial Use Rights for Fishing), des LMMA (Locally Managed Marine Areas) et de la cogestion des pêches ?* »

dans une logique de cogestion. Ainsi, cette synthèse est centrée principalement sur deux outils qui, par définition, présentent cette combinaison : les droits d'usages territoriaux dans les pêcheries (plus connus en anglais sous le nom de Territorial Use Rights in Fisheries, TURF) et les aires marines gérées localement (également plus connues sous l'appellation anglaise de Locally Managed Marine Areas, LMMA²). Pour répondre aux termes de référence, cette contribution entend d'abord dresser un panorama des principaux outils de gestion des pêches et/ou de conservation de la nature au sein duquel se positionnent les TURF et les LMMA. Elle propose ensuite un bilan des intérêts et limites de ces outils d'après des retours d'expériences décrits par la littérature scientifique. Enfin, les perspectives d'application de ces outils d'un point de vue général et plus particulièrement dans le contexte haïtien sont présentées et discutées sous la forme de cinq principales leçons tirées de l'analyse.

1. Une nébuleuse d'outils au croisement entre gestion des ressources halieutiques et conservation de la nature

Pour schématiser, il existe trois grands types d'outils (ou de mesures) de gestion des pêches : des outils de contrôle des stocks (input), des outils de contrôle des captures (output) et des mesures techniques (Sutinen et Soboil, 2013³) (tableau 1). Les différences peuvent être parfois très ténues entre ces grandes catégories. Ainsi, il est proposé de retenir surtout les grandes tendances rappelées par Selig *et al.* (2017) : « *In general, input controls limit the amount of fishing effort as a way to control the amount of fish caught, while output controls are direct limits on the amount of fish harvested. (...) technical measures are controls on where and when fishermen may fish and the size of fish they may harvest.* » Aucun de ces outils ne saurait évidemment constituer en soi une solution miracle, même si certains ont pu un temps être considérés comme tels (e.g., aires marines protégées/MPA, TURF) (Cochrane et Garcia, 2009). C'est donc plutôt un assemblage ou une combinaison d'outils et de mesures, propre à chaque situation, qu'il faut déployer pour espérer approcher la gestion d'un système pêche dans sa

² Les sigles/acronymes anglophones seront systématiquement utilisés dans cette contribution.

³ « *Output controls include total allowable catch (TAC) (total quotas), IFQs, and vessel catch limits. Input controls include limited licences, individual effort quotas, and gear and vessel restrictions. Technical measures included size and sex selectivity measures that restrict the size and sex of fish that can be taken and landed, and time and area closures limiting the time and place where fishing units can operate.* » (ibid.).

« globalité » (*ibid.*). Aussi, malgré la diversification progressive des outils et mesures de gestion des pêches, il n’y en a pas qui soit véritablement spécifique aux petites pêches artisanales (SSF⁴), même si certaines approches sont quand même plutôt utilisées pour les SSF : accès préférentiel (notamment dans les 12 milles), approche fondée sur les droits communautaires (dont les TURF), approche de cogestion, et approche écosystémique (Kurien et Willmann, 2009).

Tableau 1 : Les trois grands types d’outils de gestion des pêches (source : Selig *et al.*, 2017, d’après Sutinen et Soboil, 2013).

Input	Output	Technical measures
Limited entry (e.g. licensing)	Total allowable catch	Marine protected areas
Time restriction (i.e. days at sea, seasonal restrictions)	Individual transferrable quotas, catch shares ¹	Time–area closures (i.e. seasonal area closures, temporary closures)
Gear restrictions	Territorial user rights fisheries (TURFs)	Size limits

¹Catch shares are defined here as species-based shares. TURFs are defined as area-based shares.

En matière de pêches, la boîte à outils a évolué au gré d’une transformation progressive des paradigmes de la gestion, suivant une trajectoire partie d’une approche monospécifique pour tendre vers une perspective (socio-)écosystémique, sans toutefois vraiment y arriver. En cela, cette trajectoire suit globalement la même tendance que celle des outils de « conservation de la nature⁵ » pour lesquels l’objet (sites, monuments, espèces, zones, etc.), la taille (petit/grand) et l’objectif (conservation unique/multiple, etc.) se sont diversifiés au fil du temps (Dudley *et al.*, 2018 ; Dumoulin et Rodary, 2005 ; Jonas *et al.*, 2014). Cette tendance s’exprime à travers l’évolution suivante : des sites protégés de petite taille, puis des zones et listes d’espèces en danger, ensuite des corridors biologiques, des aires de conservation gérées par les populations locales, et plus récemment des réseaux d’aires protégées combinés avec des aires protégées de très grande taille.

⁴ Dans cette contribution, le sigle anglais SSF pour Small-Scale Fisheries sera utilisé. Bien qu’il n’existe pas de définition univoque des SSF (Campbell, 2020 ; Cohen *et al.*, 2019 ; Smith et Basurto, 2019) au-delà du simple fait qu’une grande majorité de définitions fasse référence au critère de longueur (Chuenpagdee *et al.*, 2006), son emploi recouvrira ici un sens générique.

⁵ « Conservation is defined here as: the management of human use of the biosphere so that it may yield the greatest sustainable benefit to present generations while maintaining its potential to meet the needs and aspirations of future generations. Thus conservation is positive, embracing preservation, maintenance, sustainable utilization, restoration, and enhancement of the natural environment » (IUCN, UNEP et WWF, 1980).

Parmi l'ensemble des outils qui ont été proposés aux fins de conservation de la nature, l'aire protégée est de loin celui qui – sous toutes ses formes – a fait le plus florès, notamment dans la mesure où cet outil a été reconnu et promu sur la scène politique internationale à l'occasion de la Convention sur la diversité biologique (CBD, 1992⁶). Elle est définie comme « *a geographically defined area which is designated or regulated and managed to achieve specific conservation objectives* » (CBD, 1992). Une autre définition a été ensuite apportée par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) : « *A clearly defined geographical space, recognised, dedicated and managed, through legal or other effective means, to achieve the long-term conservation of nature with associated ecosystem services and cultural values* » (Dudley, 2008). Coexistent au moins ces deux grandes définitions de l'aire protégée⁷ (Gillespie, 2009) et l'on considère tacitement que, malgré les nuances, elles sont équivalentes (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2013 ; Lopoukhine et de Souza Dias, 2012). En réalité, la définition donnée par l'UICN se révèle moins restrictive et ouvre ainsi davantage la voie à une pluralité d'objectifs plus ou moins mêlés à la conservation.

Dans la logique de l'UICN, l'aire protégée se décline en six catégories : « *Ia Strict nature reserve, Ib Wilderness area, II National park, III Natural monument or feature, IV Habitat/species management area, V Protected landscape or seascape, VI Protected areas with sustainable use of natural resources.* » (Dudley, 2008). Elle connaît également quatre grands types de gouvernance : « *Governance by government, Shared governance, Private governance, Governance by indigenous peoples and local communities.* » (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2013). Ces catégories d'aire protégée et ces types de gouvernance proposés par l'UICN sont reconnus par la CBD (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2013). Si l'on regarde les grandes tendances, le modèle de l'aire protégée cogérée permettant un usage durable des ressources naturelles est celui qui connaît le développement le plus important, et ce tout particulièrement dans les périodes les plus récentes (Jonas *et al.*, 2014).

Si l'aire protégée a aussi ses limites et détracteurs – évoquant notamment l'idée de « *paper parks* » (Rife *et al.*, 2013) ou les débats « nature versus people » sur la place et le rôle des populations riveraines de l'aire protégée (West *et al.*, 2006) – il est évident que cet outil ne peut à lui seul endiguer toutes les menaces causées par les activités humaines. Par exemple, une MPA n'a sans doute aucune prise sur le changement climatique alors que, dans le cadre d'une étude sur les impacts humains cumulés sur l'océan, Halpern *et al.* (2019) établissent que celui-ci constitue la principale menace

⁶ <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>

⁷ « *there is no definitive definition for protected areas, and there is no agreed international schema for all protected areas* ».

pour les écosystèmes marins⁸. Ainsi, la communauté scientifique semble s'accorder sur le fait que la MPA constitue alors la meilleure ou *a minima* la moins mauvaise des solutions selon le point de vue considéré.

Dans la littérature scientifique du domaine des pêches, la tendance qui apparaît clairement est de considérer les MPA comme un outil dont l'importance est croissante en matière de gestion (Martin *et al.*, 2007 ; Garcia *et al.*, 2013). Cela étant, un guide de l'UICN est venu préciser : « *Spatial areas which may incidentally appear to deliver nature conservation but **DO NOT HAVE STATED** nature conservation objectives should **NOT** automatically be classified as MPAs (...), as defined by IUCN. These include: Fishery management areas with no **wider stated conservation aims**. (...)⁹. » (Day *et al.*, 2012). Ainsi, les MPA peuvent servir d'outils de gestion des pêches mais, à l'inverse, un outil de gestion spatiale des pêches (e.g., TURF) ne peut être considéré comme une MPA ou, plus globalement, comme un outil de conservation de la nature s'il n'a pas d'objectif de conservation plus large.*

Depuis la 10^e réunion de la Convention sur la diversité biologique, en 2010, un autre ensemble de mesures est entré en scène aux côtés des MPA en tant qu'outils de conservation par zone : les *autres* mesures de conservation efficaces par zone (« *other effective area-based conservation measure* », OECM¹⁰). En effet, le 11^e objectif d'Aichi qui découle de cette réunion inclut les OECMs aux côtés des aires protégées dans la cible pour 2020¹¹. Ces mesures sont définies comme « (...) *a geographically defined area other than a Protected Area, which is governed and managed in ways that achieve positive and sustained long-term outcomes for the in situ conservation of biodiversity, with associated ecosystem functions and services and where applicable, cultural, spiritual, socio-economic, and other locally relevant values* » (CBD, 2018). Ainsi, alors que l'aire protégée a pour objectif fondamental et primaire la conservation, les OECM doivent assurer la conservation *tout en poursuivant* d'autres objectifs (IUCN WCPA, 2019). Autrement dit, les OECM considèrent la conservation de la nature en termes de résultats et non d'objectifs (Jonas *et al.*, 2017).

⁸ Viennent ensuite la pêche, la pollution tellurique et le transport maritime, mais l'étude n'a pas pris en compte de nombreuses autres perturbations possibles : « (...) *many human activities with known stressors to marine ecosystems could not be included (e.g., deep sea mining, plastic pollution, offshore energy, aquaculture, noise pollution, terrestrial mining, logging, oil spills), primarily because of limited or nonexistent data on the spatial distribution or temporal change in their intensity. Many of these excluded activities have been expanding in geographic extent and intensity over the past decade* ».

⁹ Les majuscules et le texte en gras figurent dans le texte d'origine.

¹⁰ On trouve également le sigle « OEABCM ».

¹¹ « *Target 11: By 2020, at least 17 per cent of terrestrial and inland water areas, and 10 per cent of coastal and marine areas, especially areas of particular importance for biodiversity and ecosystem services, are conserved through effectively and equitably managed, ecologically representative and well connected systems of protected areas and other effective area-based conservation measures, and integrated into the wider landscapes and seascapes.* » (CBD, 2010) [le texte d'origine n'est pas souligné].

Aux côtés des MPA et des OECM, la CBD pointe encore d'autres principaux types de mesures de conservation par zone dans les espaces marins et côtiers : les mesures de gestion de la pêche par zone (Area-Based Fisheries Management Measures, ABFM¹²), les aires et territoires du patrimoine autochtone et communautaire (Indigenous Peoples' and Community Conserved Territories and Areas, ICCA), et les autres méthodes de gestion sectorielle par zone (CBD, 2018) ; étant entendu que plusieurs de ces catégories peuvent se chevaucher.

Une ABFM est définie comme « *a formally established, spatially-defined fishery management and/or conservation measure, implemented to achieve one or more intended fishery outcomes* » (CBD, 2018). Lorsque l'on parle d'OECM dans le domaine des pêches, on parle avant tout d'ABFM même si toutes les ABFM ne sont pas des OECM (Garcia *et al.*, 2019). D'ailleurs, un processus d'évaluation est même proposé par Garcia *et al.* (2019) pour évaluer l'éligibilité des ABFM en OECM. Les ABFM visent généralement à optimiser l'exploitation des espèces-cible, à allouer l'espace et les ressources et à une conservation plus large, en jouant sur trois leviers : l'espace, le temps, et la forme de l'activité (e.g., type d'engins, type de pêche) (Rice *et al.*, 2018). Une typologie d'ABFM est proposée par Garcia *et al.* (2019) (tableau 2). Il en ressort que les LMMA et les TURF sont deux types d'ABFM qui penchent plutôt du côté des OECM, parfois plutôt du côté des MPA (surtout pour les LMMA), et dans certains cas ni pour l'un ni pour l'autre.

Dans le champ de la conservation de la nature, et reposant cette fois explicitement sur l'implication des peuples autochtones ou des communautés locales dans la gouvernance, le concept d'ICCA a émergé récemment. Bien qu'ayant évolué dans son contenu¹³, l'ICCA revêt trois caractéristiques principales : (i) une relation étroite entre le peuple autochtone (ou une communauté locale) et un territoire, (ii) le peuple autochtone (ou la communauté locale) possède la capacité d'élaborer et de mettre en œuvre des réglementations, et (iii) les décisions conduisent à la conservation quelles que soient les motivations originales (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2013). Autrement dit, une ICCA peut tout aussi bien être une aire protégée ou une OECM en fonction de la position du curseur en matière de conservation (entre objectif initial et résultante). Par contre, une ICCA ne relève que d'un seul type de gouvernance sur les quatre – à savoir la gouvernance par les peuples

¹² Dans cet ensemble sont incluses les mesures spatio-temporelles (« spatio-temporal restrictions », STR).

¹³ « Please note that the concept of ICCAs was evolving while these early publications were being developed. While such publications discussed the phenomenon as “Community conserved areas” and, later, as “Indigenous and community conserved areas”, the current spelling of ICCAs as “Indigenous peoples’ and community conserved territories and areas” reflects better the contributions of indigenous peoples, with emphasis on “peoples” and “territories”, which are richer concepts than “communities” and “areas”. »

autochtones (ou les communautés locales). En revanche, cet aspect n'est pas toujours simple à appréhender car, quel que soit le cas en présence, d'une part les modes de gouvernance peuvent évoluer au cours du temps, d'autre part la distinction n'est pas toujours évidente entre une gouvernance « locale » et une gouvernance par les peuples autochtones ou par les communautés « locales¹⁴ » (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2013).

Tableau 2 : Les caractéristiques des ABFM (source : Garcia *et al.*, 2019).

	DIMENSIONS CONSTRAINED									
	Duration				Space			Gears		
	Permanent	Temporary	Seasonal	Real time	High Sea	EEZ	Fish-ground	Area	All	Some
Total gear ban										
Vulnerable Marine Ecosystem (VME)										
Reserve; sanctuary										
Zoning										
Territorial use right in fisheries (TURF)										
Fishery restricted area (FRA)										
Benthic Protected Area (BPA)										
Ring fencing										
Moratorium										
Marine Managed Area (MMA)										
Locally Managed Marine Area (LMMA)										
Community Conserved Area (CCA)										
Rotational closure										
Closed season										
Real-time incentives, closures, (RTI, RTC)										
Move-on rule										

S'agissant d'outils de cogestion au niveau « local », les LMMA apparaissent au sein de ce tableau général plutôt comme des OECM (Diz *et al.*, 2018) qui remplissent presque toujours les deux premiers critères des ICCA (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2013). Cependant, elles peuvent quand même dans certains cas être assimilées à une aire protégée selon la définition de l'UICN (*ibid.*). La littérature est moins disert s'agissant des TURF puisqu'à notre connaissance, les liens entre TURF et ICCA n'y sont pas

¹⁴ « A distinction should be made between governance by indigenous peoples and local communities (ICCAs) and governance by the lowest administrative level in a given country (normally Type A). The latter may be the level of a rural municipality, commune or parish. At times the level is called "community-level administration" or (...) it may have taken over the name of the traditional lowest level of historical and cultural aggregation. » (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2013).

discutés. Cela étant, il paraît raisonnable de penser que certains TURF puissent présenter les trois caractéristiques principales d'une ICCA.

Au terme de ce panorama trop rapide et encore incomplet, on voit déjà bien que se forme une nébuleuse au croisement entre les outils de gestion des pêches – d'ailleurs plus souvent des *ressources halieutiques* que des pêches dans toutes leurs dimensions économique, sociale, environnementale, culturelle, religieuse, identitaire, territoriale, etc. – et ceux de conservation de la nature (figure 1). Hormis la question comptable liée aux objectifs d'Aichi, du strict point de vue de la gestion des pêches il n'y a guère d'intérêt à savoir si tel ou tel outil relève d'une catégorie d'aire protégée, d'une OECM ou d'autre chose. En revanche, il est intéressant de relever au moins deux éléments. D'abord tous les outils – quels qu'ils soient – prennent des formes variées qui les rendent le plus souvent rétives à toute forme de classification. Il faut donc considérer avec vigilance les labels et autres promesses de solutions « packagées ». Ils ne forment qu'un trompe-l'œil qui masque des réalités très différentes. Ensuite, les outils combinant le « local » et la cogestion impliquant la « communauté », tels que les LMMA et les TURF, seraient à priori ceux qui offriraient à la fois la plus grande diversité (ce qui rend tout exercice de classification encore plus vain) et ceux qui présenteraient l'avantage de placer en leur cœur les enjeux de gouvernance (sans préjuger de la forme de la gouvernance). Il convient de vérifier si, dans les faits, cette promesse peut être tenue.

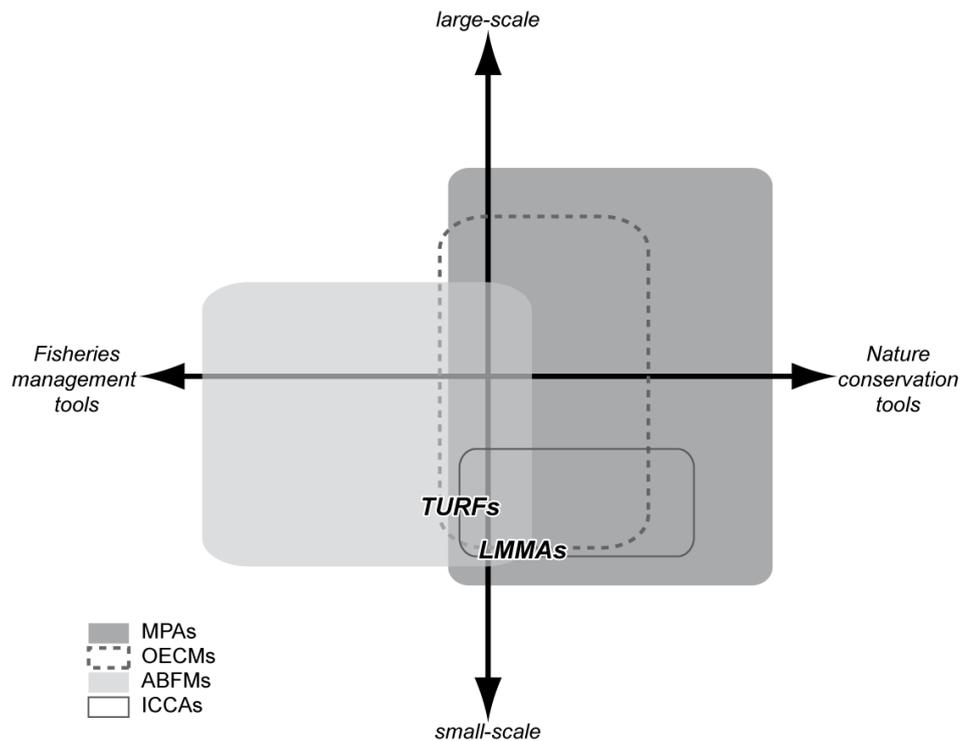


Figure 1 : Les TURF et LMMA au sein d'une nébuleuse d'outils de gestion des ressources halieutiques et de conservation de la nature (source : auteur).

Pour ce faire, il convient de dresser un bilan des intérêts et limites de ces outils à partir des retours d'expériences décrits par la littérature scientifique. En appui de ce bilan, un corpus d'articles de revues scientifiques a ainsi été rassemblé à l'aide d'une recherche effectuée sur Scopus avec les mots (en toutes lettres) « LMMA » et « TURF » (dans les titres, résumés et mots-clés) pour les cinq années les plus récentes¹⁵ ; l'objectif étant d'obtenir un échantillon récent et non d'approcher l'exhaustivité. Après une première lecture, certaines entrées ont été écartées considérant que l'abord des LMMA ou des TURF y était trop périphérique et une référence régulièrement citée (*i. e.*, Wilen *et al.*, 2012) a été ajoutée. Une fois ce tri manuel effectué, le corpus final se trouvait donc constitué de 12 articles sur les LMMA et de 17 sur les TURF (tableau 3). Ce corpus a ensuite été passé au crible d'une grille de lecture visant d'une part à distinguer les avantages/réussites et les inconvénients/limites/échecs, d'autre part à pointer les questions soulevées par ces diverses expériences. N'étant pas exhaustif, il est possible qu'il y ait un biais lié au corpus. Les résultats de cette analyse vont être présentés pour les LMMA (2), puis pour les TURF (3).

Tableau 3 : Le corpus analysé.

LMMA (12 articles)	TURF (17 articles)
Aswani, 2017	Aceves-Bueno, 2017
Cripps, 2016	Afflerbach <i>et al.</i> , 2014
Dey <i>et al.</i> , 2016	Blanco <i>et al.</i> , 2017
Diz <i>et al.</i> , 2018	Crona <i>et al.</i> , 2017
Gonzalez-Bernat & Clifton, 2017	Gallier <i>et al.</i> , 2018
Jupiter <i>et al.</i> , 2017	Guyader <i>et al.</i> , 2018
Katikiro <i>et al.</i> , 2015	Mariano Gutiérrez <i>et al.</i> , 2017
Kawaka <i>et al.</i> , 2017	Nguyen Thi Quynh, 2018
Long, 2017	Nguyen Thi Quynh <i>et al.</i> , 2017
Rhodes <i>et al.</i> , 2017	Nomura <i>et al.</i> , 2017
Thaman <i>et al.</i> , 2017	Oyanedel <i>et al.</i> , 2018
Waldie <i>et al.</i> , 2016	Pérez-Matus <i>et al.</i> , 2017
	Tsurita <i>et al.</i> , 2018
	Villanueva-Poot <i>et al.</i> , 2017
	Villasante <i>et al.</i> , 2016
	Wilen <i>et al.</i> , 2012
	Yoshino, 2017

¹⁵ La recherche a été effectuée en 2018 pour la période de mai 2014 à mai 2018.

2. Les LMMA

D'après IUCN et UNEP-WCMC (2018), il y aurait 179 LMMA dans le monde, couvrant une surface marine 30 531 km² (champ REP_M_Area), soit une moyenne de 170 km² par LMMA. Dans le détail, il convient d'être prudent à l'égard de ces chiffres – qui ne peuvent au mieux donner qu'un ordre de grandeur – dans la mesure où la définition des LMMA présente des contours assez flous. En effet, d'après une définition qui fait référence, une LMMA est : « *An area of nearshore waters and coastal resources that is largely or wholly managed at a local level by the coastal communities, land-owning groups, partner organizations, and/or collaborative government representatives who reside or are based in the immediate area.* » (Govan *et al.*, 2009). À la lecture de cette définition, deux points méritent d'emblée attention. Premièrement, une LMMA ne fait donc pas référence à la « protection » puisque les activités extractives n'y sont pas nécessairement interdites, mais considère plutôt une large palette d'approches de gestion pouvant inclure des mesures de protection (des réserves, des limitations ou restrictions, etc.). Le concept d'aire marine gérée (MMA) a même émergé il y a une vingtaine d'années, précisément avec l'objectif d'assouplir celui de MPA (*ibid.*). Deuxièmement, cette définition met l'accent sur le terme de « local » plutôt que celui de « communauté » afin de souligner que la dimension collaborative de la gestion entre une « communauté » et un gouvernement (y compris « local ») (*ibid.*). On entre donc ici de plain-pied dans le registre de la cogestion qui peut lui-même se décliner en plusieurs formes (Berkes *et al.*, 2001 ; Carlsson et Berkes, 2005 ; Garcia *et al.*, 2013 ; Jentoft, 1989).

À l'analyse du corpus d'articles, un premier constat s'impose : toutes les expériences de LMMA qui y sont décrites sont liées aux problématiques halieutiques et surtout très concentrées dans des pays en développement de l'océan Indien ou de l'océan Pacifique. L'échantillon est donc a minima géographiquement représentatif de l'ensemble des LMMA identifiées par IUCN et UNEP-WCMC (2018) (figure 2). Il n'est donc pas surprenant que l'évaluation des LMMA soit vue à travers ce double spectre, à savoir celui de la pêche et celui des pays en développement.

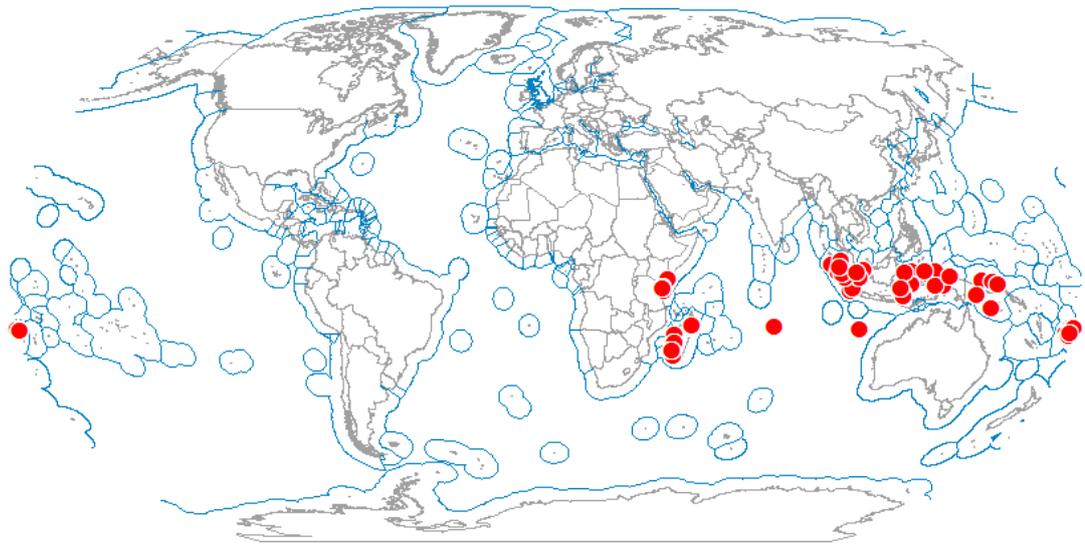


Figure 2 : La concentration géographique des LMMA à travers le monde (source : IUCN et UNEP-WCMC, 2018).

La plupart des études attribuent un certain nombre de réussites aux LMMA : augmentation de la taille et de l'abondance d'un large éventail d'espèces (Thaman *et al.*, 2017), amélioration de l'abondance des espèces exploitées (Rhodes *et al.*, 2017), reconstitution d'espèces surexploitées (protection d'une zone de frai) (Waldie *et al.*, 2016), amélioration de la couverture corallienne et de la biomasse des poissons dans les LMMA où il y a eu des contrôles réguliers (Kawaka *et al.*, 2017), etc. Par contre, les avantages économiques attribués aux LMMA sont nettement moins documentés au sein du corpus analysé. Cela étant, Diz *et al.* (2018) estiment que les LMMA sont susceptibles d'accroître les revenus des pêcheurs à court terme grâce à un renouvellement des modalités de gestion des espèces à cycle biologique court. Gonzalez-Bernat et Clifton (2017) plaident aussi que les LMMA pourraient être utilisées pour capter des fonds favorisant la séquestration du « carbone bleu ». Le même constat du manque de documentation de la plus-value sociale des LMMA peut également être fait, même si Dey *et al.* (2016) relèvent l'intérêt des LMMA en matière de relocalisation de la production et de consommation locale. Plus globalement, Kawaka *et al.* (2017) soulignent quand même que les LMMA ont potentiellement un impact positif sur le bien-être social et le pouvoir politique des communautés de pêche. Diz *et al.* (2018) insistent aussi sur le fait que, afin d'éviter les conflits avec d'autres utilisateurs (par exemple le pétrole et le gaz, la pêche industrielle), les LMMA devraient bénéficier d'une désignation statutaire plus formelle (par exemple en tant que AMP) et/ou d'une inclusion dans une gestion écosystémique plus large ou dans des plans spatiaux marins.

Les réussites attribuées aux LMMA sont généralement associées à plusieurs facteurs, notamment : soutien des communautés locales (Waldie *et al.*, 2016), information et formation des membres de la communauté conduisant à une évolution des pratiques (e.g., réduction de l'utilisation de poisons comme technique de pêche) (Thaman *et al.*, 2017), existence d'un cadre juridique favorable, apport de financements externes (Kawaka *et al.*, 2017). Plus particulièrement, le détail des modalités de gestion est souvent cité comme un facteur déterminant : la combinaison des pratiques traditionnelles de gestion et du suivi scientifique par les différentes parties prenantes (Aswani, 2017 ; Thaman *et al.*, 2017), l'existence de réseaux d'échanges et d'apprentissage (Aswani, 2017 ; Kawaka *et al.*, 2017), le partage de l'information entre parties-prenantes (Kawaka *et al.*, 2017), ou encore la bonne coordination entre les niveaux décisionnels et les outils correspondants (i.e., zones périodiquement fermées au sein des LMMA) (Jupiter *et al.*, 2017). Malgré la convergence de ces facteurs, il apparaît qu'aucune formule prête à l'emploi ne puisse être appliquée sans être adaptée aux spécificités socio-politiques et historiques du territoire considéré (Aswani, 2017 ; Katikiro *et al.*, 2015).

La littérature analysée témoigne également de freins et limites aux LMMA. Il y a d'abord des *freins structurels*, tels : un manque de coordination et de partage des connaissances (Aswani, 2017), des lacunes en lecture, écriture et calcul pourtant nécessaires pour impliquer les membres de la communauté dans la gestion et pour améliorer leur accès aux marchés (Diz *et al.*, 2018), une organisation historiquement centralisée limitant l'adoption d'initiatives (Katikiro *et al.*, 2015), ou encore une impulsion donnée par des agences externes plutôt que par les besoins de la communauté entraînant ainsi une faible adhésion de la communauté (Jupiter *et al.*, 2017). Toujours au plan structurel, les mauvaises expériences passées et l'absence de tout signe permettant de les inverser, ont pu aussi susciter des désillusions à l'égard de la cogestion (Katikiro *et al.*, 2015) ou des craintes comme la transformation à terme de la LMMA en MPA par le gouvernement (Kawaka *et al.*, 2017).

Il y a ensuite des *freins organisationnels*. Ils concernent notamment les moyens financiers limités des conseils de pêche locaux ou des services gouvernementaux chargés d'aider les communautés à mettre en œuvre des mesures de cogestion de la pêche (Diz *et al.*, 2018 ; Kawaka *et al.*, 2017). Les questions financières s'entremêlent aussi souvent avec des querelles internes sur le leadership ou avec des luttes intestines entre les principaux groupes communautaires (Kawaka *et al.*, 2017). Généralement, ces problématiques organisationnelles se matérialisent par un non-respect des règles pour différentes raisons : soit par manque de confiance envers les autorités (Jupiter *et al.*, 2017) ou au sein de la communauté (Waldie *et al.*, 2016), soit par l'étiollement progressif des moyens financiers permettant d'assurer le contrôle (Diz *et al.*, 2018), soit par l'absence de législation de soutien permettant

d'obliger les pêcheurs d'autres communautés à respecter les règles fixées au sein de la LMMA (Jupiter *et al.*, 2017).

Il y a enfin des *freins méthodologiques*. Le premier relevé dans la littérature analysée tient au fait que le système pêche entretient des relations avec son environnement. Or Long (2017) établit que les principales menaces qui pèsent sur la pêche – et donc sur les LMMA – sont externes au système pêche (e.g., migration, demande extérieure) (Long, 2017). Par définition, les LMMA n'ont aucune prise sur ces facteurs externes et ne font donc que les subir. Le deuxième frein méthodologique tient au critère de la taille de la LMMA. En effet, celui-ci va souvent conditionner la réussite des LMMA aux plans biologique et écosystémique, alors que la taille souvent modeste d'une aire « locale » limite généralement assez fortement son efficacité (Waldie *et al.*, 2016). Le troisième élément pointé par le corpus analysé est relatif au temps. En effet, si le temps est nécessaire pour mesurer la plus-value des LMMA, il est également un obstacle en l'absence de structures de gestion et de financement pérennes et dans des contextes de niveaux élevés d'insécurité alimentaire qui demandent des gains à court terme pour les communautés (Diz *et al.*, 2018).

3. Les TURF

Du fait de leur caractère souvent informel et hérité de formes « traditionnelles » de gestion, dénombrer les TURF à travers le monde est une véritable gageure. Auriemma *et al.* (2014) se sont toutefois livrés à l'exercice et en ont ainsi recensé près de 12 000 dans 41 pays, tout en reconnaissant d'emblée que, par exemple, les trois-quarts d'entre eux sont des concessions ostréicoles individuelles en Louisiane (États-Unis). Bien que l'exercice de définition soit difficile (Christy, 1982) et pour tout dire sans doute un peu vain, un TURF peut être considéré comme un outil de gestion des pêches consistant à ce que des groupes, voire des individus, bénéficient des droits exclusifs d'usage de toute ou partie des ressources au sein d'une zone géographique définie (et généralement limitée en superficie) (Afflerbach *et al.*, 2014 ; Charles, 2005 ; McCay, 2017 ; Nguyen Thi Quynh *et al.*, 2017 ; Poon and Bonzon, 2013¹⁶). À partir de ce principe commun, des formes multiples peuvent se décliner.

¹⁶ Voici quelques définitions qui convergent sur l'essentiel : « (...) we define a TURF-reserve as a marine conservation and fisheries management approach that combines (1) allocation of harvest rights to a defined group of fishers in a designated area (TURF) with the ability to limit access, and (2) a clearly defined marine reserve located within or adjacent to the TURF. The reserve(s) can take many forms and may be permanent, temporary or seasonal, and prohibit take of some or all species within

À la lueur du corpus analysé, deux constats s'imposent rapidement. Premièrement, les expériences de TURF décrites dans la littérature semblent faire une assez large place aux cas chiliens, japonais et sud-est asiatiques, et plus particulièrement à des pêcheries de ressources halieutiques sédentaires (e.g., le cas d'un faux ormeau dénommé « loco », *Concholepas concholepas*, sur les côtes chiliennes). Le travail de synthèse sur les TURF conduit par Nguyen Thi Quynh *et al.* (2017) vient d'ailleurs confirmer qu'au-delà de ces trois cas qui semblent emblématiques, la plupart des autres systèmes de TURF sont encore assez mal connus. Deuxièmement, avant d'entrer dans leurs détails, les enseignements tirés des TURF dans la littérature se montrent très proches de ceux issus des LMMA, même si les limites ou freins y sont peut-être un peu moins documentés. D'ailleurs, Afflerbach *et al.* (2014) indiquent que les TURF se situent souvent dans des contextes pauvres en données, sans indicateurs de succès ou de performance.

Dans le détail, les points positifs ou intérêts décrits dans notre corpus d'articles relèvent principalement de deux ordres. D'une part, il y a les *gains biologiques* : amélioration de l'abondance, de la fécondité et de la taille (Blanco *et al.*, 2017), ou encore une augmentation de la biomasse (Crona *et al.*, 2017 ; Pérez-Matus *et al.*, 2017 ; Villasante *et al.*, 2016). D'autre part, il y a les *gains en termes de gestion*. Ils concernent la capacité des TURF à pallier le problème inhérent de mauvaise définition des droits de pêche (Nguyen Thi Quynh *et al.*, 2017), à renforcer la confiance réciproque entre les pêcheurs et le gouvernement (*ibid.*), à accroître la viabilité de la gestion dans la mesure où elle implique les communautés (*ibid.*), à limiter la concurrence et à renforcer l'acceptabilité des mesures de gestion (Villanueva-Poot *et al.*, 2017), à améliorer la coopération entre les différents acteurs parties-prenantes de la gestion (Afflerbach *et al.*, 2014), et à permettre une meilleure traçabilité des produits (Oyanedel *et al.*, 2018). Outre ces deux aspects, seule l'amélioration du bien-être des pêcheurs est pointée par Nguyen Thi Quynh *et al.* (2017).

S'agissant des limites, deux émergent nettement du corpus. Il y a d'abord la « pêche illégale » (Nguyen Thi Quynh *et al.*, 2017 ; Oyanedel *et al.*, 2018). Elle est d'ailleurs souvent présentée comme étant largement pratiquée, avec des taux de prélèvements présentés comme importants mais rarement quantifiés. Oyanedel *et al.* (2018) insistent sur les conséquences en

the reserve boundaries » (Afflerbach *et al.*, 2014) ; « *A TURF is an area-based fishery management approach in which groups, or in rare cases individuals, are granted secure, exclusive privileges to fish in a specified area. Well-designed TURFs have appropriate controls on fishing mortality and hold fishermen accountable to comply with these controls* » (Poon and Bonzon, 2013) ; « *The term TURF is an acronym for territorial use rights in fisheries, a broad descriptor of formal or informal arrangements whereby a spatial territory is identified, and some people hold privileged rights to fish—either in general or for certain species—in that place. These are exclusive territories. Typically, the term is reserved for relatively small-scale, often artisanal fishing systems, rather than the large marine territories controlled by nation-states and other political units* » (McCay, 2017).

matière d'augmentation des coûts de surveillance et de réduction des recettes des TURF. On compte ensuite l'inadéquation des TURF aux espèces mobiles (Nguyen Thi Quynh *et al.*, 2017 ; Nomura *et al.*, 2017) et soumises à des fluctuations naturelles significatives (Villanueva-Poot *et al.*, 2017), engageant ainsi souvent la question de la trop petite taille des TURF alors fragilisés par des effets de débordement (notamment liés à la dispersion larvaire) (Aceves-Bueno, 2017).

Sur la base de ces deux principales limites, les articles du corpus insistent plus volontiers sur les *conditions* pour qu'un TURF soit efficace. En la matière, comme établi par Nguyen Thi Quynh *et al.* (2017), l'efficacité des TURF semble dépendre de trois principaux facteurs : les caractéristiques de leur conception, la manière avec laquelle ils sont mis en œuvre, et le comportement et les relations des acteurs. D'abord concernant les *caractéristiques de conception*, Nguyen Thi Quynh *et al.* (2017) relèvent l'importance de disposer de limites bien définies, si possible associées aux limites historiques ou à celles de la municipalité (Wilen *et al.*, 2012) et correspondant aux limites de biotope des espèces à faible mobilité (Nguyen Thi Quynh *et al.*, 2017 ; Nomura *et al.*, 2017). Dans le même registre, Wilen *et al.* (2012) pointent la nécessité d'identifier clairement une catégorie exclusive d'utilisateurs, bénéficiant de droits d'une durée et d'une certitude suffisantes pour donner confiance dans le dispositif.

Ensuite, s'agissant des *conditions de mise en œuvre*, Crona *et al.* (2017) montrent la corrélation entre la performance d'un TURF et le niveau de coopération entre les pêcheurs (et ses corollaires, à savoir un leadership engagé et le respect des règles de gestion). Dans le même ordre d'idées, l'expérience et le niveau de sensibilisation des pêcheurs influent favorablement sur l'efficacité du TURF, comme dans le cas des pêcheurs ayant besoin des produits de leur pêche pour leur propre subsistance (Nguyen Thi Quynh, 2018). Plus globalement, Guyader *et al.* (2018) rappellent que, quelle que soit la situation, il importe de bien ajuster les ambitions du TURF aux moyens et besoins des groupements de pêcheurs.

Enfin, en matière de *comportement et de relations des acteurs*, il ressort de plusieurs cas la nécessité de favoriser une gestion communautaire indépendante, tout en maintenant une forme de gestion gouvernementale centralisée (Nguyen Thi Quynh *et al.*, 2017 ; Wilen *et al.*, 2012). Cet équilibre délicat, sans cesse réinventé pour chaque cas, doit être assorti de règles négociées permettant une répartition équitable des bénéfices entre les pêcheurs (Villanueva-Poot *et al.*, 2017), ainsi que de la capacité à adopter et à faire respecter ces règles au sein du TURF prévoyant notamment des sanctions (y compris lourdes) en cas de non-respect des règles (Wilen *et al.*, 2012). En la matière, la perception qu'ont les pêcheurs des TURF est un facteur déterminant de leur efficacité (Nguyen Thi Quynh *et al.*, 2017), dans

la mesure où elle influe sur leur appropriation, leur acceptation et la motivation à leur égard.

Au-delà de ces trois principaux facteurs, la réussite (ou l'échec) des TURF est toujours dépendante du contexte (Nguyen Thi Quynh *et al.*, 2017). Il ne saurait donc y avoir de modèle de TURF qui fonctionne en toutes circonstances, même s'il semble se dégager quelques types de TURF mais sans classification systématique (Nguyen Thi Quynh *et al.* 2017). Aussi, comme pour les LMMA, on retient qu'il manque des travaux sur ces facteurs contextuels, mais également sur la plus-value biologique, économique et sociale des TURF basée sur des faits et non des perceptions. Il convient donc de souligner le besoin le besoin d'évaluer de manière plus rigoureuse et systématique les impacts potentiels d'un TURF (Nguyen Thi Quynh *et al.*, 2017 ; Villanueva-Poot *et al.*, 2017). En définitive, les enseignements tirés du corpus d'articles sur les TURF converge fortement avec celui sur les LMMA. Il est donc surprenant de constater que les publications traitent rarement des deux outils simultanément, alors que dans bien des cas ils s'avèrent interchangeables.

4. Cinq leçons en guise de perspectives d'application au cas haïtien

Principalement développée à partir des années 1980, la cogestion des pêches consiste en un partage négocié et accepté des responsabilités en matière de gestion de la ressource halieutique (Berkes, 2009 ; Berkes *et al.*, 2001 ; Jentoft, 1989 ; Weigel et de Montbrison, 2013). Comme abordé dans ce chapitre, elle fait intervenir plusieurs types d'acteurs : les pêcheurs et autres professionnels de la filière pêche, l'administration (nationale, régionale, locale), les chercheurs et la société civile (associations, décideurs locaux...). On voit qu'elle prend également des formes très variées entre deux extrêmes formés par la gestion gouvernementale centralisée d'une part, et la gestion communautaire d'autre part. Entre ces deux formes, Berkes *et al.* (2001) distinguent sept niveaux de cogestion formant un continuum : informative (la communauté est seulement informée), consultative (la communauté est consultée), coopérative (la communauté a une incidence limitée sur la gestion), communicative (en se basant sur des échanges dans les deux sens, les préoccupations de la communauté sont prises en compte), basée sur le conseil (la communauté conseille le gouvernement), partenariale (la décision est prise conjointement), et sous contrôle communautaire (la communauté a la délégation de pouvoir et informe le gouvernement de ses

décisions). La cogestion évolue dans le temps et, souvent, procède d'un apprentissage social par itérations successives. Comme l'itinéraire qu'elle suit, les motivations, les modalités concrètes et enjeux de la cogestion sont propres à chaque situation, contexte, etc. Il est difficile d'évaluer précisément la plus-value de la cogestion, *a fortiori* compte tenu de la diversité des formes prises et de ses inscriptions dans des contextes variés. Cependant, la littérature décrit un nombre important d'avantages comme la résolution des conflits, la transparence du processus décisionnel, une plus grande acceptabilité de mesures de gestion, une responsabilisation des communautés, etc. (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). À l'inverse, la littérature identifie un certain nombre de difficultés ou d'écueils tels que la taille de la pêcherie cogérée, l'insuffisance de l'accompagnement ou encore l'inscription de la démarche dans une temporalité trop courte (Weigel et de Montbrison, 2013).

Eu égard à cette définition générique de la cogestion et sur la base de deux corpus d'articles mobilisés, on retiendra ici trois choses. D'abord, les TURF et les LMMA apparaissent bien comme des outils de cogestion, considérant schématiquement que les premiers penchent plutôt du côté des outils de gestion des pêches alors que les seconds s'apparentent davantage à des outils de conservation de la nature même si la place accordée aux problématiques halieutiques s'y avère finalement centrale. Ensuite, au-delà de l'orientation générale, ces deux approches sont a priori mises en œuvre au niveau « local » ou, du moins, elles associent le niveau local. Enfin, en matière d'association du niveau local, ces deux outils font apparaître des formes de cogestion s'étendant sur toute une gamme allant du niveau informatif jusqu'au contrôle communautaire pour reprendre les différents niveaux repérés par Berkes *et al.* (2001).

En définitive, situés au croisement entre les outils de gestion des ressources halieutiques et de conservation de la nature, les LMMA et les TURF organisent différemment leurs priorités mais, dans les faits, ils se rejoignent très souvent au point de se confondre dans les formes prises, mais aussi dans leurs intérêts comme leurs limites. Un certain nombre de ces intérêts et limites ont pu être identifiés sur la base du corpus d'articles. Il convient d'emblée de relativiser ces catégories car bien appréhender une « réussite » ou un « échec » n'est pas évident en soi, et demeure malgré tout un exercice situé, c'est-à-dire réalisé d'un certain point de vue. Sur cette base, tout en ayant cet élément à l'esprit, il s'agit désormais de chercher à tirer des enseignements dans la perspective d'une application en Haïti (et au-delà). On propose de retenir ici cinq principales leçons.

Premièrement : peu importe le flacon... Dans un cas tel qu'Haïti, et en dehors de toute considération politique (e.g., objectifs d'Aïchi), le choix de l'outil importe peu. En revanche, au-delà de l'outil en tant que tel et du « label » qui l'accompagne, il semble important de bien considérer les deux dimensions fondatrices des LMMA et des TURF, à savoir l'implication à la

fois du niveau « local » et de la « communauté » à travers une forme de cogestion. Ces deux dimensions sont essentielles pour contribuer à structurer la filière pêche et son administration. De même, si les constats sont rarement étayés par des éléments quantifiés (et sans non plus considérer que tout doit passer par une quantification), le soutien des communautés locales est un critère important de réussite en matière de gestion.

Deuxièmement : le contenu avant tout ! (~ quoi, qui, où). En effet, le retour d'expériences des différents TURF et LMMA synthétisés dans le corpus d'articles indiquent clairement qu'il faut être attentif aux caractéristiques des pêcheries à gérer (biologie des espèces, engins et méthodes de pêche, etc.), des communautés qui les exploitent et contribuent à les gérer (organisation spatiale et sociale de la communauté, type de leadership, types de pêche pratiqués, motivations, comportements, etc.), et des organisations et cadres territoriaux et administratifs au sein desquels la gestion est déployée. La chose paraît évidente mais de nombreux exemples montrent que l'évidence est en la matière toute relative. Idéalement, il faut ainsi chercher à faire converger au maximum le biologique, le social et l'administratif, par exemple en prenant en compte les réalités de ces trois ordres lors de la délimitation de la zone où les droits de pêche doivent être gérés. Ce triptyque pêcherie, communauté et organisation doit être envisagé « par le bas ». Par ailleurs, en termes de contenu, les expériences montrent qu'il est également important de demeurer attentif aux avantages socio-économiques (et pas uniquement en termes de revenus) tout autant qu'aux avantages en termes biologiques.

Troisièmement : les moyens plus que tout ! (~ comment). Évidemment, la question des moyens est cruciale. Il s'agit de la capacité (humaine, réglementaire, etc.) à établir des règles, des moyens de contrôle et de l'aptitude à sanctionner lorsque l'infraction est constatée. Pour ce faire, les moyens financiers sont évidemment nécessaires mais cela implique aussi et peut-être surtout à la fois une volonté politique et de trouver un équilibre dans l'organisation de la gestion (incluant la communauté locale et l'organisation territoriale et administrative), afin que l'un soit le relai de l'autre et réciproquement. En d'autres termes, il faut que le pouvoir et les responsabilités associées soient distribués. Par exemple, l'expérience montre qu'il est nécessaire que ces outils ou démarches portées localement par les communautés bénéficient d'un cadre formel permettant d'éviter ou de limiter les conflits avec d'autres usages ou avec des pêcheurs extérieurs à la zone gérée. Enfin, pour finir sur ce plan, il paraît fondamental de co-produire les connaissances relatives à une pêcherie entre scientifiques et pêcheurs et de faire circuler largement ces connaissances. Ainsi, les systèmes de suivi halieutique inhérents à ces outils et démarches doivent être alimentés par toutes les formes de connaissance et, sur cette base, être partagés.

Quatrièmement : la pérennité, la pérennité et encore la pérennité ! (~ quand). De nombreuses expériences de LMMA ou de TURF sont là pour témoigner que la durée est nécessaire à la fois pour qu'une telle démarche puisse se déployer et pour en apprécier les retombées. Construire dans la durée, c'est donner la possibilité de progresser chemin faisant, sans brusquer les organisations, les individus et leur histoire. C'est aussi le moyen d'ajuster le dispositif à son contexte, qui est lui-même évolutif. D'autant plus que l'une des clés de la réussite de telles démarches, apparaissant en filigrane dans la plupart des cas étudiés, réside dans la délicate question de la confiance. Or, même si celle-ci est difficile à appréhender, il apparaît clair qu'elle s'acquiert (ou se perd) avec le temps, mais ne se décrète pas.

Cinquièmement : l'éducation c'est tout ! (~ pourquoi). En effet, à de nombreuses reprises dans le corpus d'articles analysés, la question de l'éducation a affleuré. Sans que la chose soit originale, on considère que l'éducation forme la clé de voûte de tels dispositifs de gestion. En effet, c'est la condition première pour que les communautés disposent – lorsque ce n'est pas le cas – des compétences basiques (lecture, écriture, calcul) minimales pour contribuer à la gestion des ressources halieutiques. Par éducation, il faut aussi entendre un moyen de sensibiliser les populations aux enjeux de la gestion des ressources halieutiques. Cela passe donc par la structuration d'un réseau d'apprentissage permettant par exemple le partage progressif des « bonnes pratiques ». Enfin, cet enjeu d'éducation concerne également les agents œuvrant dans les services des gouvernements : ils doivent être formés afin d'être mieux équipés pour comprendre le rôle qu'ils ont à jouer dans le cadre de la cogestion.

Bibliographie

AURIEMMA G., BYLER K., PETERSON K., YURKANIN A., 2014 – Discover TURFs: A global assessment of Territorial Use Rights in Fisheries to determine variability in success and design. Bren School of Environmental Science & Management, University of California, Santa Barbara, Master's Group Project. <https://bren.ucsb.edu/media/1784>

ACEVES-BUENO E., 2017 – Are Territorial Use Rights in Fisheries (TURFs) sufficiently large? *Marine Policy*, 78, 189-195.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2017.01.024>

AFFLERBACH J. C., LESTER S. E., DOUGHERTY D. T., POON S. E., 2014 – A global survey of “TURF-reserves”, Territorial Use Rights for Fisheries

coupled with marine reserves. *Global Ecology and Conservation*, 2, 97-106. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.08.001>

ASWANI S., 2017 – One size does not fit all: Critical insights for effective community-based resource management in Melanesia. *Marine Policy*, 81, 381-391. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2017.03.041>

BERKES F., 2009 – Social Aspects of Fisheries Management. *In*: COCHRANE K. L., GARCIA S. M. (eds) – *A Fishery's Manager's Guidebook*. FAO & Wiley-Blackwell, 2nd edition. 518 p.

BLANCO M., OSPINA-ÁLVAREZ A., GONZÁLEZ C., FERNÁNDEZ M., 2017 – Egg production patterns of two invertebrate species in rocky subtidal areas under different fishing regimes along the coast of central Chile. *PLoS ONE*, 12(5), e0176758. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176758>

BORRINI-FEYERABEN G., PIMBERT M., FARVAR M. T., KOTHARI, A., RENARD Y., 2004 – *SharingPower. Learning by doing in co-management of natural resources throughout the world*. IIED and IUCN/ CEESP/ CMWG, Cenesta, Tehran. 456 p.

BORRINI-FEYERABEND G., DUDLEY N., JAEGER T., LASSEN B., PATHAK BROOME N., PHILLIPS A., SANDWITH T., 2013 – *Governance of Protected Areas: From understanding to action*. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 20. Gland, IUCN. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-020.pdf>

CAMPBELL L. M., 2020 – Performing possibilities for community in small-scale fisheries. *Maritime Studies*. <https://doi.org/10.1007/s40152-020-00208-9>

CARLSSON L., BERKES F., 2005 – Co-management: concepts and methodological implications. *Journal of Environmental Management*, 75(1), 65-76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.11.008>

CBD - Convention on biological diversity, 2010 – Decision X/2. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. Nagoya, 18-29 October 2010. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-en.pdf>

CBD - Convention on biological diversity, 2018 – Decision 14/8. Protected areas and other effective area-based conservation measures. Charm el-Cheikh, 17-29 November 2018. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-en.pdf>

CHRISTY F.T., 1982 – Territorial use rights in marine fisheries: definitions and conditions. FAO Fisheries Technical Paper 227. <http://www.fao.org/3/t0507e/T0507E00.htm>

CHUENPAGDEE R., LIGUORI L., PALOMARES M. L. D. PAULY D., 2006 – Bottom-up, global estimates of small-scale marine fisheries catches. Fisheries Centre: University of British Columbia.

COCHRANE K. L., GARCIA S. M., 2009 – Introduction – Fisheries Management. *In*: COCHRANE K. L., GARCIA S. M. (eds). A Fishery Manager's Guidebook. FAO and Wiley-Blackwell.
<https://doi.org/10.1002/9781444316315>

COHEN P. J., ALLISON E. H., ANDREW N. L., CINNER J., EVANS L. S., FABINYI M., GARCÉS L. R., HALL S. J., HICKS C. C., HUGHES T. P., JENTOFT S., MILLS D. J., MASU R., MBARU E. K., RATNER B. D., 2019 – Securing a Just Space for Small-Scale Fisheries in the Blue Economy. *Frontiers in Marine Science*, 6, 171.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00171>

CRIPPS G., 2016 – Human migration and marine protected areas: Insights from Vezo fishers in Madagascar. *Geoforum*, 74, 49-62.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2016.05.010>

CRONA B., GELCICH S., BODIN Ö., 2017 – The Importance of Interplay Between Leadership and Social Capital in Shaping Outcomes of Rights-Based Fisheries Governance. *World Development*, 91, 70-83.
<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2016.10.006>

DAY J., DUDLEY N., HOCKINGS M., HOLMES G., LAFFOLEY D., STOLTON S., WELLS S., 2012 – Guidelines for applying the IUCN Protected Area Management Categories to Marine Protected Areas. Gland, IUCN.
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-019-2nd>

DEY M. M., GOSH K., VALMONTE-SANTOS R., ROSEGRANT M. W., CHEN O. L., 2016 – Economic impact of climate change and climate change adaptation strategies for fisheries sector in Fiji. *Marine Policy*, 67, 164-170.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.12.023>

DIZ D., JOHNSON D., RIDDELL M., REES S., BATTLE J., GJERDE K., HENNIGE S., ROBERTS J. M., 2018 – Mainstreaming marine biodiversity into the SDGs: The role of other effective area-based conservation measures (SDG 14.5). *Marine Policy*, 93, 251-261.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.019>

DUDLEY N. (ed) 2008 – Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. Gland, IUCN.
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-021.pdf>

DUDLEY N., JONAS H., NELSON F., PARRISH J., PYHÄLÄ A., STOLTON S., WATSON J. E. M., 2018 – The essential role of other effective area-based

conservation measures in achieving big bold conservation targets. *Global Ecology and Conservation*, 15, e00424.

<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00424>

DUMOULIN D., RODARY E., 2005 – Les ONG au centre du secteur mondial de la conservation de la biodiversité. *In*: AUBERTIN C. (ed). Représenter la nature ? ONG et biodiversité. Paris, IRD, 59-98.

https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers11-10/010035181.pdf

GALLIER C., LANGBEIN J., VANCE C., 2018 – Non-binding Restrictions, Cooperation, and Coral Reef Protection: Experimental Evidence from Indonesian Fishing Communities. *Ecological Economics*, 150, 62-71.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.03.006>

GARCIA S. M., GASCUEL D., HENICHART L. M., BONCŒUR J., ALBAN F., DE MONTBRISON D., 2013 – Marine protected areas in fisheries management: Synthesis on the state of the art. Dakar, CSRP.

GARCIA S. M., RICE J., FRIEDMAN K., HIMES-CORNELL A., 2019 – Identification, assessment and governance of other effective area-based conservation measures in the marine fishery sector. Working Paper for the FAO, SCBD and IUCN-CEM-FEG meeting, Rome, 7-10 May 2019.

GILLESPIE A., 2009 – Defining Internationally Protected Areas. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, 12(4), 229-247.

<https://doi.org/10.1080/13880290903202161>

GONZALEZ-BERNAT M. J., CLIFTON J., 2017 – “Living with our backs to the sea”: A critical analysis of marine and coastal governance in Guatemala. *Marine Policy*, 81, 9-20. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.03.003>

GUYADER O., FRANGOUES K., KLEIBER D., 2018 – Existing Territories and Formalization of Territorial Use Rights for Moored Fish Aggregating Devices: The Case of Small-Scale Fisheries in the La Désirade Island (France). *Society & Natural Resources*, 31(7), 822-836.

<https://doi.org/10.1080/08941920.2018.1443235>

HALPERN B. S., FRAZIER M., AFFLERBAC J., LOWNDES, J. S., MICHELI F., O’HARA C., SCARBOROUGH C., SELKOE K. A., 2019 – Recent pace of change in human impact on the world’s ocean. *Scientific Reports* 9, 11609.

<https://doi.org/10.1038/s41598-019-47201-9>

IUCN, UNEP-WCMC, 2018 – The World Database on Protected Areas (WDPA) [On-line], 12/2018. Cambridge, UK: UNEP-WCMC. www.protectedplanet.net

IUCN, UNEP, WWF, 1980 – World Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development. Gland, IUCN.

<https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/wcs-004.pdf>

IUCN WPCA, 2019 – Guidelines for Recognising and Reporting Other Effective Area-based Conservation Measures. IUCN.

https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/guidelines_for_recognising_and_reporting_oecms_-_january_2018.pdf

JENTOFT S., 1989 – Fisheries co-management: Delegating government responsibility to fishermen's organizations. *Marine Policy*, 13(2), 137-154. [https://doi.org/10.1016/0308-597X\(89\)90004-3](https://doi.org/10.1016/0308-597X(89)90004-3)

JONAS H. D., BARBUTO V., JONAS H. C., KOTHARI A., NELSON F., 2014 – New steps of change: looking beyond protected areas to consider other effective area-based conservation measures. *Parks*, 20(2), 111-128. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2014.PARKS-20-2.HDJ.en>

JONAS H. D., LEE E., JONAS H. C., MATAALLANA-TOBON C., SANDER WRIGHT K., NELSON F., ENNS E., 2017 – Will 'other effective area-based conservation measures' increase recognition and support for ICCAs? *Parks*, 23(2), 63-78. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.PARKS-23-2HDJ.en>

JUPITER S. D., EPSTEIN G., BAN N. C., MANGUBHAI S., FOX M., COX M., 2017 – A Social–Ecological Systems Approach to Assessing Conservation and Fisheries Outcomes in Fijian Locally Managed Marine Areas. *Society & Natural Resources*, 30(9), 1096-1111. <https://doi.org/10.1080/08941920.2017.1315654>

KATI KIRO R. E., MACUSI E. D., ASHOKA DEEPANANDA, K. H. M., 2015 – Challenges facing local communities in Tanzania in realising locally-managed marine areas. *Marine Policy*, 51, 220-229. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.08.004>

KAWAKA J. A., SAMOILYS M. A., MURUNGA M., CHURCH J., ABUNGE C., MAINA G. W., 2017 – Developing locally managed marine areas: Lessons learnt from Kenya. *Ocean & Coastal Management*, 135, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.10.013>

KURIEN J., WILLMANN R. 2009 – Special Considerations for Small-Scale Fisheries Management in Developing Countries. *In*: COCHRANE K. L., GARCIA S. M. (eds). *A Fishery Manager's Guidebook*. FAO and Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781444316315>

LONG S., 2017 – Governance analysis of a community managed small-scale crab fishery in Madagascar: novel use of an empirical framework. *Marine Policy*, 102974. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.11.022>

LOPOUKHINE N., DE SOUZA DIAS B. F., 2012 – Editorial: What does Target 11 really mean? *Parks*, 18(1), 5-8. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2012.PARKS-18-1.NL.en>

MARIANO GUTIÉRREZ T., JORGE CASTILLO P., LAURA NARANJO B., AKESTER J., 2017 – Current state of goods, services and governance of the Humboldt Current Large Marine Ecosystem in the context of climate change. *Environmental Development*, 22, 175-190.
<https://doi.org/10.1016/j.envdev.2017.02.006>

MARTIN K., SAMOILYS M. A., HURD A. K., MELIANE I., LUNDIN C. G., 2007 – Experiences in the use of marine protected areas with fisheries management objectives. A review of case studies. In: FAO. Report and documentation of the Expert Workshop on Marine Protected Areas and Fisheries Management: Review of Issues and Considerations. Rome, 12–14 June 2006. FAO Fisheries Report. No. 825. Rome, FAO.
<https://www.fao.org/3/a1061e/a1061e00.htm>

MCCAY B., 2017 – Territorial use rights in fisheries of the northern Pacific coast of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 93(1), 69-81.
<https://doi.org/10.5343/bms.2015.1091>

NGUYEN THI QUYNH C., 2018 – Fishers' Preference Heterogeneity and Trade-offs Between Design Options for More Effective Monitoring of Fisheries. *Ecological Economics*, 151, 22-33.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.032>

NGUYEN THI QUYNH C., SCHILIZZI S., HAILU A., IFTEKHAR S., 2017 – Territorial Use Rights for Fisheries (TURFs): State of the art and the road ahead. *Marine Policy*, 75, 41-52.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.10.004>

NOMURA K. J., KAPLAN D. M., BECKENSTEINER J., SCHELD A. M., 2017 – Comparative analysis of factors influencing spatial distributions of marine protected areas and territorial use rights for fisheries in Japan. *Marine Policy*, 82, 59-67. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.005>

OYANEDEL R., KEIM A., CASTILLA J. C., GELCICH S., 2018 – Illegal fishing and territorial user rights in Chile: Illegal Fishing. *Conservation Biology*, 32(3), 619–627. <https://doi.org/10.1111/cobi.13048>

PÉREZ-MATUS A., CARRASCO S. A., GELCICH S., FERNANDEZ M., WIETERS E. A., 2017 – Exploring the effects of fishing pressure and upwelling intensity over subtidal kelp forest communities in Central Chile. *Ecosphere*, 8(5), e01808. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1808>

POON S. E., BONZON K., 2013 – Catch Share Design Manual, Volume 3: Territorial Use Rights for Fishing. Environmental Defense Fund. https://fisherysolutionscenter.edf.org/sites/catchshares.edf.org/files/3-CSDM_Vol3_TURFs.pdf

RHODES K., HERNANDEZ-ORTIZ D., IOANIS M., WASHINGTON W., MAXIM S., OLPET K., MALAKA S., 2017 – Goldspotted spinefoot *Siganus punctatus* (Siganidae) age-based reproductive life history and fisheries vulnerability: *Siganus punctatus* age-based life history. *Journal of Fish Biology*, 91(5), 1392-1406. <https://doi.org/10.1111/jfb.13458>

RICE J., GARCIA S. M., KAISER M., 2018 – Other Effective Area-Based Conservation Measures (OEABCMs) Used in Marine Fisheries: A Working Paper. Background Information Document for the CBD Expert Workshop on Marine Protected Areas and Other Effective Area-based Conservation Measures for Achieving Aichi Biodiversity Target 11 in Marine and Coastal Areas. Montréal, CBD/MCB/EM/2018/1/INF/4. <https://www.cbd.int/doc/c/0689/522e/7f94ced371fa41aeee6747e5/mcb-em-2018-01-inf-04-en.pdf>

RIFE A. N., ERISMAN B., SANCHEZ, A., ABURTO-OROPEZA O., 2013 – When good intentions are not enough... Insights on networks of “paper park” marine protected areas. *Conservation Letters*, 6: 200-212. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00303.x>

SELIG E. R., KLEISNER K. M., AHOOBIM O., AROCHA F., CRUZ-TRINIDAD A., FUJITA R., HARA M., KATZ L., MCCONNEY P., RATNER B. D., SAAVEDRA-DÍAZ L. M., SCHWARZ A.-M., THIAO D., TORELL E., TROËNG S., VILLASANTE S., 2017 – A typology of fisheries management tools: using experience to catalyse greater success. *Fish and Fisheries*, 18: 543-570. <https://doi.org/10.1111/faf.12192>

SMITH H., BASURTO X., 2019 – Defining Small-Scale Fisheries and Examining the Role of Science in Shaping Perceptions of Who and What Counts: A Systematic Review. *Frontiers in Marine Science*, 6, 236. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00236>

SUTINEN J. G., SOBOIL M., 2003 – The performance of fisheries management systems and the ecosystem challenge. In: Sinclair, M. and Valdimarsson, G. (eds). *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*. CAB International, Oxford.

THAMAN B., THAMAN R. R., BALAWA A., VEITAYAKI J., 2017 – The Recovery of a Tropical Marine Mollusk Fishery: A Transdisciplinary Community-Based Approach in Navakavu, Fiji. *Journal of Ethnobiology*, 37(3), 494-513. <https://doi.org/10.2993/0278-0771-37.3.494>

TSURITA I., HORI J., KUNIEDA T., HORI M., MAKINO M., 2018 – Marine protected areas, Satoumi, and territorial use rights for fisheries: A case study from hinase, Japan. *Marine Policy*, 91, 41-48. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.02.001>

VILLANUEVA-POOT R., SEIJO J. C., HEADLEY M., ARCE A. M., SOSA-CORDERO E., LLUCH-COTA D. B., 2017 – Distributional performance of a territorial use rights and co-managed small-scale fishery. *Fisheries Research*, 194, 135-145. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.06.005>

VILLASANTE S., PIERCE G. J., PITA C., GUIMERÁNS C. P., GARCIA RODRIGUES J., ANTELO M., DA ROCHA J. M., CUTRÍN J. G., HASTIE L. C., VEIGA P., SUMAILA U. R., COLL M., 2016 – Fishers' perceptions about the EU discards policy and its economic impact on small-scale fisheries in Galicia (North West Spain). *Ecological Economics*, 130, 130-138. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.05.008>

WALDIE P. A., ALMANY G. R., SINCLAIR-TAYLOR T. H., HAMILTON R. J., POTUKU T., PRIEST M. A., RHODES K. L., ROBINSON J., CINER J. E., BERUMEN M. L., 2016 – Restricted grouper reproductive migrations support community-based management. *Royal Society Open Science*, 3(3), 150694. <https://doi.org/10.1098/rsos.150694>

WEIGEL J-Y., DE MONTBRISON D., 2013 – État de l'art de la cogestion des pêches. Rapport de synthèse. CSRP, Dakar. 44 p.

WEST P., IGOE J., BROCKINGTON D., 2006 – Parks and Peoples: The Social Impact of Protected Areas. *Annual Review of Anthropology*, 35, 251-277. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.35.081705.123308>

WILEN J. E., CANCINO J., UCHIDA H., 2012 – The Economics of Territorial Use Rights Fisheries, or TURF. *Review of Environmental Economics and Policy*, 6(2), 237-257. <https://doi.org/10.1093/reep/res012>

YOSHINO K., 2017 – TURFs in the post-quake recovery: Case studies in Sanriku fishing communities, Japan. *Marine Policy*, 86, 47-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.029>