



HAL
open science

Vers une approche socio-écologique d'évaluation de la performance de projets d'aménagements côtiers avec des récifs artificiels : étude de cas sur trois régions biogéographiques maritimes en France métropolitaine

Jessica Salaün

► **To cite this version:**

Jessica Salaün. Vers une approche socio-écologique d'évaluation de la performance de projets d'aménagements côtiers avec des récifs artificiels : étude de cas sur trois régions biogéographiques maritimes en France métropolitaine. Géographie. Université Paul Valéry - Montpellier III, 2022. Français. NNT : 2022MON30009 . tel-03868947

HAL Id: tel-03868947

<https://theses.hal.science/tel-03868947>

Submitted on 24 Nov 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.



THÈSE

Pour obtenir le grade de
Docteur

Délivré par l'**Université Paul Valéry Montpellier 3**

Préparée au sein de l'école doctorale Territoires, Temps,
Société et Développement (ED60)

Et de l'unité de recherche Laboratoire de Géographie et
d'Aménagement de Montpellier (LAGAM)

Spécialité : **Géographie et Aménagement de l'Espace**

Présentée par **Jessica SALAÜN**

**Vers une approche socio-écologique
d'évaluation de la performance de projets
d'aménagements côtiers avec des récifs
artificiels**

**Etude de cas sur trois régions biogéographiques maritimes en
France métropolitaine**

Soutenue le 23 mars 2022 devant le jury composé de

Monsieur Gilbert DAVID , directeur de recherche, IRD Montpellier.	Rapporteur
Madame Catherine MEUR-FEREC , professeure, Université de Bretagne Occidentale,	Rapporteuse
Madame Sandrine RUITTON , maître de conférences, océanologie, Institut Méditerranéen d'Océanologie	Examinatrice
Monsieur Brice TROUILLET , professeur, Institut de Géographie et d'Aménagement Régional de l'Université de Nantes	Président du jury
Monsieur Sylvain PIOCH , maître de conférences, Université Paul-Valéry, Montpellier 3	Directeur de thèse
Monsieur Jean-Claude DAUVIN , professeur émérite, Université de Caen	Coencadrant



Résumé

Les récifs artificiels sont des outils d'aménagement des zones côtières, volontairement immergées par l'homme dans le but de protéger, produire (augmenter, régénérer) ou concentrer les ressources marines. Ils sont employés à travers le monde dans le cadre de politiques publiques de soutien à la pêche (production et protection), de restauration des écosystèmes (éco-fonctionnel) ou pour développer des activités économiques de loisirs (récréatif).

En France, depuis 50 ans, les récifs artificiels (RA) sont utilisés comme réponse à la diminution des stocks halieutiques et immergés sur l'ensemble des façades maritimes avec une prépondérance en Méditerranée. Toutefois, l'évaluation de leurs performances est rare ou partielle, ce qui n'est d'ailleurs pas une spécificité française mais un constat à l'échelle mondiale. Les études réalisées présentent des lacunes car elles ciblent principalement l'évolution d'indicateurs d'abondance et de richesse spécifique de la faune et la flore aux abords des récifs, se focalisent sur un compartiment spécifique ou des espèces cibles et le plus souvent sur le court terme. Ces études, bien qu'elles aient montré l'effet direct des récifs sur l'augmentation de la production secondaire locale, n'apportent qu'une réponse partielle à la problématique d'évaluation de la contribution des RA au sein d'un socio-écosystème car la dimension socio-économique est oubliée. Ce constat peut s'expliquer par des ruptures dans les étapes de l'évaluation et notamment l'absence de déclinaison de l'objectif général en objectifs spécifiques et critères de succès. En effet, un point clé de l'évaluation est la comparaison des critères de succès avec les indicateurs de résultats. Sans la définition de ces critères de succès, aucune comparaison, et de fait aucune évaluation, n'est possible.

En s'appuyant sur le cadre d'analyse des socio-écosystèmes et en utilisant des méthodologies issues des sciences humaines et de l'écologie, nous proposons une approche socio-écologique d'évaluation de la performance des RA en réponse aux lacunes identifiées. La théorie de la traduction a permis d'identifier les objectifs spécifiques des RA afin de proposer des critères de succès socio-écologiques. Cette méthodologie d'évaluation a été appliquée sur dix cas sites de RA répartis sur les trois façades maritimes de France métropolitaine. Ainsi, une analyse comparative des réseaux d'acteurs et trophiques avant implantation de RA avec l'état actuel de ces réseaux a été réalisée. La définition d'indicateurs de résultats a été réinvestie pour décrire l'évolution des socio-écosystèmes, permettant de critiquer l'adéquation du système socio-écologique avec les objectifs d'immersions des sites de RA. Enfin, la performance des RA en réponse à une gestion durable des ressources et de la biodiversité à l'échelle des territoires a été évaluée, afin de fournir un tableau de bord opérationnel pour les décideurs des politiques publiques d'aménagement et les gestionnaires des fonds marins côtiers.

Mots clés : Aménagement côtier- Récifs artificiels- Analyse réseau- Approche écosystémique- Evaluation de la performance- Ingénierie écologique



ATLANTIQUE
LANDES
RÉCIFS



LABORATOIRE
DE GEOGRAPHIE ET D'AMENAGEMENT
DE MONTPELLIER

Abstract

Artificial reefs (ARs) are coastal management tools, voluntarily deployed by humans in order to protect, produce (increase or regenerate) or concentrate marine resources. Worldwide, ARs were originally used for fishery purposes (production and protection). However, for nearly a decade, they have also been used for ecological engineering in order to restore specific habitat functionalities (eco-functional) or to develop economic leisure activities (recreational). Over the last 50 years, ARs have been also deployed in France to inverse the fish stock decrease trend and have been deployed on all maritime territories with a large implementation in the Mediterranean Sea area.

However, despite worldwide deployment of ARs and increasing research on their design and management, the comprehension of their performance still remains a point of interest for scientists and managers. As one of the main objectives of the ARs deployment is fish production, studies focus only on the change of certain ecological components such as fish diversity, abundance and assemblage and moreover on a short period. These studies have proven ARs usefulness to provide habitat and refuge against predators. However, there is a lack of socio-economic analysis and long-term studies that raise several questions about social and ecological benefits of ARs. The difficulty of assessing the results of ARs arises partly from unclear and no-quantified initial objectives and partly from the lack of sociological studies. Hence, defining precisely the objectives of these structures seem to be a major initial step in the assessment process. Then, monitoring programs should be devised to fit the range of previously defined objectives. These steps are crucial in the assessment process because the “specific objectives” aim at determining success criteria and monitoring provides the data on which the assessment process is based. In order to address these gaps, we suggest a socio-ecological approach to assess the ARs performance based on a socio-ecosystem analysis framework and using methodologies from human sciences and ecology.

In this study, the translation theory was used to identify the specific objectives of ARs in order to suggest socio-ecological success criteria. This methodology was applied to ten ARs site distributed over the three French coastal territories. Then, a comparative analysis of actors and trophic networks before and after ARs deployment was carried out at each study site. Thus, adapted indicators were used to describe the evolution of these ten socio-ecosystems that make it possible critical analysis of the socio-ecosystems adequacy with their objectives. Finally, the performance of ARs was assessed in response to the need of sustainable resource and biodiversity management at the territorial scale and with the aim of providing an operational tool in management for policy makers and coastal managers.

Key words : Coastal infrastructure - Artificial Reef - Network Analysis - Ecosystem Approach - Performance assement - Eco-engineering-

Liste des acronymes et abréviations

A : Ascendance

AAR : After Artificial Reef (Après implantation de récifs artificiels)

ACP : Analyse en Composante Principale

AFDW : Ash Free Dry Weight (Poids sec libre de cendres)

AIS : Automatic Identification System (Système d'identification automatique)

ALR : Atlantique Landes Récifs (anciennement Aquitaine Landes Récifs)

AMP : Aire Marine Protégée

ANRT : Association Nationale de la Recherche et la Technologie

B : Biomasse

BAR : Before Artificial Reef (Avant implantation de récifs artificiels)

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

CAH : Classification Ascendante Hiérarchique

CARA : Communauté d'Agglomération Royan Atlantique

CCI : Chambre de Commerce et d'Industrie

CDA : Communauté D'Agglomération

CDC : Communauté De Communes

CEPRALMAR : Centre de Promotion des Activités Lagunaires et Maritimes

CGFS : Channel Ground Fish Survey (campagne européenne d'évaluation des ressources marines)

CIFRE : Convention Industrielle de Formation par la Recherche

CLP : Comité Local des Pêches

CNPMEM : Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins

CNUDM : Convention des Nations Unies sur le Droit de la Mer

COREPEM : Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins

CPIE : Centre Permanent d'Initiatives pour l'Environnement

CREAA : Centre Régional d'Expérimentation et d'Application Aquacole

CRPMEM : Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins

CUDPM : Concession d'Utilisation du Domaine Public Maritime

DCSMM : Directive Cadre de la Stratégie pour le Milieu Marin

DDTM : Direction Départementale des Territoires et de la Mer

DIRM : Direction InterRégionale de la Mer

DPM : Domaine Public Maritime

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement

DW : Dry Weight (Poids sec)

EE : Ecotrophic Efficiency (Efficacité trophique)

ENA : Ecological Network Analysis (Analyse du réseau trophique)

ERC : Eviter Réduire Compenser

EVHOE : Évaluation des ressources Halieutiques de l'Ouest de l'Europe

FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations

FCI : Finn Cycling Index (Indice de Recyclage de Finn)

FEADER : Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural

FEAMP : Fonds Européen pour les Affaires Maritimes et la Pêche

FEDER : Fonds Européen de Développement Régional

FEP : Fonds Européens pour la Pêche

FSE : Fonds Social Européen

GIZC : Gestion Intégrée de la Zone Côtière

GT : Groupe Trophique

IFOP : Instrument Financier d'Orientation de la Pêche

IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER

LT : Longueur Totale

MACS : communauté de communes Marenne-Adour-Côte-Sud

MERCIe : Méthode d'Evaluation Rapide de la Compensation des Impacts écologiques
OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economique
ODD : Objectif de Développement Durable
OFB : Office Française de la Biodiversité
ONF : Office National des Forêts
ONG : Organisation Non Gouvernementale
OP : Organismes de Producteurs
OWF : Offshore Wind-Farm (parc d'éoliennes en mer)
PACA : Provence-Alpes-Côte d'Azur
PMCB : Parc Marin de la Côte Bleue
PPt : Production Primaire totale
RA : Récifs Artificiels
RAM : Rapid Assessment Method (méthode d'évaluation rapide)
SAMM : Suivi Aérien de la Mégafaune Marine
SAR : Sociologie de l'Acteur Réseau
SOI : System Omnivory Index (Indice d'omnivorie)
SMIDAP : Syndicat Mixte pour le Développement de l'Aquaculture et des Pêches
SMPC : Syndicat Mixte du Parc naturel de Camargue
SNA : Social Network Analysis
SIVOM : Syndicat Intercommunal à VOcations Multiples
T : Total system throughput (flux total du système)
TAC : Total Admissible de Captures
TAE : Total Autorisé d'Effort de pêche
TL : Trophic Level (Niveau trophique)
ZEE : Zone Economique Exclusive

Remerciements

Cette thèse a été riche en rencontres et échanges avec les acteurs du milieu marin. Elle a été également l'occasion de renforcer des liens existants et d'en créer de nouveaux, professionnels et personnels. Les résultats que je vous présente dans ce manuscrit sont nés de ces échanges et ces rencontres. C'est tout naturellement que je tenais à remercier toutes les personnes ayant participé de près ou de loin, m'ayant aidé, soutenu à différentes étapes de cette thèse.

Reprenons les origines, cette thèse n'aurait pu se faire sans plusieurs acteurs essentiels :

Les financeurs. Merci à l'ANRT, l'association Atlantique Landes Récifs et ses partenaires sans qui rien n'aurait pu se faire. Merci aux différents présidents d'ALR, en commençant par Gérard Fourneau de m'avoir intégré à l'équipe d'ALR puis de m'avoir fait confiance tout au long de ce parcours. Merci Nelly Ferrou-Rocher, d'avoir accepté d'être la tutrice de cette thèse CIFRE.

Sylvain Pioch. Dès l'élaboration du sujet de thèse, vous avez accepté ce projet malgré tous vos autres projets de recherche déjà en cours. Dès le départ, vous m'avez posé un cadre très large dans lequel j'ai pu vagabonder à loisir et me perdre (de temps en temps). Vous avez su me faire réfléchir, sans cesse, sur ma problématique de recherche et me pousser à multiplier les échanges, les projets et les publications. Enfin, vous avez été d'un grand soutien et su m'accompagner dans ces derniers moments de rédaction. Merci pour votre encadrement qui, avec un peu de recul, est celui qu'il me fallait.

Jean-Claude Dauvin. Sans vous, cette thèse n'aurait pu prendre tout son sens, en intégrant la dimension écologique. Un grand merci pour vos accueils et les moments de partage lors de mes venues à Caen. C'est toujours un plaisir d'entendre parler de granulats marins et de la Normandie. Enfin, merci de m'avoir apporté votre expertise en écologie marine et vos conseils tout le long de ces trois ans. Votre soutien m'a été précieux.

Les interviewés. A toutes les personnes que j'ai interrogées, une immense reconnaissance pour avoir partagé avec moi vos histoires et anecdotes, les détails des projets de récifs artificiels et pour beaucoup, votre passion de la mer. Merci d'avoir enduré parfois plusieurs heures d'échanges. Ma plus grande frustration restera de n'avoir pas pu réellement échanger avec vous, cantonnée dans le rôle d'interrogatrice.

Les membres de mes comités de thèse. Philippe Lenfant, Patrice Francour, Xavier Arnauld de Sartre, Patrick Prouzet, Claude Miaud, Jérôme Cortet, Stéphanie Défossez et Matthieu Péroche, merci pour votre accompagnement et vos conseils lors de ces moments d'échanges.

Mes collaborateurs de l'équipe Benthos de Caen. Aurore R. et Jean-Philippe. Merci à vous deux de votre partage de connaissance sur les espèces et les modélisations trophiques. Aurore, une grande reconnaissance pour toute ton aide, d'avoir pris le temps de m'expliquer les rouages de la modélisation trophique, de la recherche de données, à l'équilibrage en passant par la réalisation des biomasses. Malgré ton agenda de ministre, tu as toujours pris le temps de répondre à mes interrogations ou simplement échanger.

Les co-équipiers doctorants. En tant que doctorante itinérante, je tenais à te dire un grand merci, Ilan, de m'avoir accueilli à chaque fois avec le sourire à Caen et de m'avoir intégré à vos sorties. Merci également à Aurore L., Jules et Agnès pour ces partages d'expériences et de tuyaux administratifs. Même si on n'a pas réussi à échanger régulièrement comme on le voulait, ça a toujours été un plaisir de garder le contact malgré l'éloignement géographique.

Mes relecteurs de l'ombre que ce soit en français ou en anglais. Un grand merci pour votre soutien technique qui m'a permis d'avancer (Mam, Pap, Pitch, Zac, Fred et Nath).

Mes « supporters ». Ce terme exprime parfaitement le rôle que vous avez joué. Pas besoin de vous citer, vous vous reconnaitrez. Vous qui avez subi mes angoisses, mes joies, mes discussions incessantes sur les récifs artificiels ou au contraire mon besoin de ne pas en parler, pour une fois. Vous qui avez accepté de me faire à manger, me bichonner durant les périodes de travail intense. Vous qui avez accepté mon indisponibilité sociale des derniers temps. Vous avez eu un rôle primordial dans l'aboutissement de cette thèse et dans ma vie de manière plus globale.

Ma **collègue, la seule, l'unique**, Elodie. Cette thèse a commencé par ton imitation (improbable) de mammifères marins. Tu as donné le ton ! Merci pour tous ses moments de partage dans les bons comme les mauvais moments. Merci de ton soutien psychologique, qui je l'espère, est réciproque. C'est grâce à ses précieux échanges lors de nos rituels de « réunion », bagel saumon ou échappée littéraire que j'ai gardé un pied dans l'association pendant la période de rédaction. En tant que pilier de l'association, véritable mémoire vivante, tu m'as été d'une aide précieuse pour reconstruire l'historique et retrouver les acteurs à l'origine d'ALR. Sans compter sur toute ton aide pour la partie administrative et orthographique. Un grand merci. A nous deux, nous formons la parfaite alliance entre l'histoire et la géographie...

Les **inconditionnels plongeurs bénévoles** de l'association : Antoine D., Jean, Véro, Muriel, Jean-Paul, Mathis, Antoine M., Anne-Catherine, Elisabeth, Françoise pour avoir accepté de m'accompagner et participer à ses campagnes de prélèvements sous-marins et tous les autres plongeurs pour leur bonne humeur et le partage de cette passion commune. Merci aux pilotes Philippe, Jean-Paul et Roro.

Un grand merci à Roro pour la confection des six carottiers manuels toutes options intégrées et pour ton pilotage hors pair.

Je souhaite remercier une nouvelle fois Jean, Antoine M. ainsi que Gilbert pour leurs magnifiques photos qui illustrent la faune et la flore des récifs artificiels tout au long de ce manuscrit. Merci, Jean d'avoir accepté de détourner tes photos pour que je puisse les intégrer dans les modèles de réseaux trophiques.

Le reste de l'équipe ALR, formé du conseil d'administration, des bénévoles et des stagiaires. Merci à Andréa et Carla pour vos petits coups de pouce.

Les **laboratoires d'accueil et collaborateurs**. Merci aux directeurs des différents laboratoires qui m'ont accueillie pendant ses trois ans. Merci à l'équipe de BOREA (Pascal Claquin, Maxime Navon et Baptiste Vivier) de m'avoir emmené plonger sur les récifs de Cherbourg et d'avoir accepté de partager vos échantillons pour que je puisse faire les biomasses de benthos. Merci au CEFÉ et l'équipe ESA (Pierre Jay-Robert, Jérôme Cortet) et à l'équipe du LAGAM (Frederic Léone., Stéphanie Défosssez., Matthieu Péroche., Thomas Candela.) pour cette dernière année. J'ai été très touchée de recevoir une tasse avec votre magnifique logo.

Enfin, je remercie **les membres du Jury**, dernier maillon de tous ce travail, d'avoir accepté d'évaluer mon travail de recherche, j'en suis honorée.

A tous, je vous redis merci

Préambule

Les travaux de recherche présentés ici ont été **financés par l'ANRT et l'association Atlantique Landes Récifs (ALR) sous forme de contrat CIFRE (Convention Industrielle de Formation par la Recherche)** pendant trois ans du 1 janvier 2019 au 31 décembre 2021 puis ont bénéficiés d'une prolongation de trois mois jusqu'au 31 mars 2022 en raison des contraintes liées à la crise sanitaire.

Ils font suite à un besoin de valoriser vingt années d'acquisition de données sur les récifs artificiels d'ALR. Le projet de recherche a été monté en partenariat avec Sylvain Pioch et Jean-Claude Dauvin, deux chercheurs de renommée des domaines de l'aménagement du territoire et de l'écologie marine ayant des affinités avec le sujet des récifs artificiels. Le sujet a été construit de manière à intégrer le besoin d'ALR et à répondre à une problématique alliant la dimension sociale et écologique s'intégrant ainsi parfaitement au domaine d'étude de la géographie.

La thèse a été menée au sein de l'école doctorale ED60 rattachée à l'Université Paul Valéry Montpellier 3. Elle s'est déroulée au sein de trois laboratoires complémentaires et de l'association ALR présentée ci-après en structures d'accueil (Tableau 1).

Tableau 1 : Descriptions des structures d'accueil de la thèse cifre

 <p>CENTRE D'ÉCOLOGIE FONCTIONNELLE & ÉVOLUTIVE</p>	De 2019 à 2020, j'ai été accueillie au sein du CEFE, l'un des plus importants laboratoires d'écologie en France, et plus précisément au sein de l'équipe biogéographie ESA (Ecologie des Systèmes Anthropisés) dirigée par Pierre Jay-Robert.
 <p>LABORATOIRE DE GÉOGRAPHIE ET D'AMÉNAGEMENT DE MONTPELLIER</p>	2021 à 2022, j'ai été intégrée au tout nouveau laboratoire de recherche LAGAM créé en 2021 qui fait des approches géographiques le pilier de leurs recherches et est dirigé par Frédéric Léone.
	2019 à 2022, j'ai collaboré avec le laboratoire Morphodynamique Continentale et Côtière (M2C) sur le site de Caen. Ce laboratoire de recherche fondamentale et appliquée se concentre sur les Géosciences et les Sciences de l'Environnement et est dirigé par Laurent Dézileau.
 <p>ATLANTIQUE LANDES RÉCIFS</p>	2019-2022, j'ai été en contrat de travail (CDD-cifre) avec l'association Aquitaine Landes Récifs devenue Atlantique Landes Récifs (ALR) en 2020. ALR œuvre à la préservation de la faune et de la flore marines en implantant et en gérant des récifs artificiels au large de la côte atlantique depuis plus de 20 ans.

En parallèle des travaux de recherche, d'autres missions ont pu être menées au sein de l'association ALR durant ces trois années.

Missions réalisées pour ALR

1-Encadrement des suivis scientifiques annuels (plongées et pêches scientifiques).

2-Plongées scientifiques annuelles en tant que plongeuse professionnelle (Classe 1B).

3-Formation annuelle de plongeurs aux protocoles de suivis scientifiques.

4-Participation à l'élaboration des documents d'objectifs et bilans annuels.

5-Représentation de l'association lors de réunions avec les partenaires financiers, institutionnels et autres acteurs du territoire.

6-Participation à la vie de l'association (réunion, présentations).

7-Montage de projets scientifiques et suivis de leurs réalisations.

8-Animation de stands et d'ateliers lors de manifestations publiques.

9-Enseignements niveau Master.

10-Montage du dossier de renouvellement de concession et réunions de concertation.

11-Encadrement de quatre stagiaires sur l'élaboration d'un plan de gestion, d'un protocole de suivi par caméra, de simulation et modélisation de l'enfouissement des récifs artificiels et deux services civiques sur l'encadrement des plongées et le traitement des données.



ATLANTIQUE LANDES RÉCIFS

05 58 90 80 12

Capbreton, FRANCE

contact@atlantique-landes-recifs.org

www.atlantique-landes-recifs.org

Production scientifique

Ce travail de recherche s'est accompagné de productions scientifiques sous différentes formes : publications, communications orales et vulgarisations scientifiques.

1. Publications avec comité de lecture

Au total, 5 articles ont été publiés ou soumis.

Articles publiés dans des revues internationales de rang A :

1. Salaün Jessica, Pioch Sylvain, Dauvin Jean-Claude, (accepted). Socio-ecological analysis to assess the success of artificial reef projects. *Journal of Coastal Research*.
2. Salaün Jessica, Pioch Sylvain, Dauvin Jean-Claude, 2020. Description of a theoretical social-ecological approach to manage artificial reefs. *Vie et milieu - Life and environment*, 70 (3-4): 1-n.

Articles soumis en révision dans des revues de rang A :

3. Salaün Jessica, Pioch Sylvain, Dauvin Jean-Claude, (en révision). Les récifs artificiels, un outil controversé d'aménagement côtier pour la gestion du milieu marin : approche géographique en France métropolitaine. *Noroiis*.
4. Salaün Jessica, Raoux Aurore, Pezy Jean-Philippe, Pioch Sylvain, Dauvin Jean-Claude (under review). Trophic modelling approach to assess the development of Artificial Reefs: a case study in the Bay of Biscay. *Fisheries Research*.
5. Salaün Jessica, Raoux Aurore, Pezy Jean-Philippe, Ferrou-Rocher Nelly, Pioch Sylvain, Dauvin Jean-Claude (under review). Ecosystem-Based Management approach applying to Artificial Reefs assessment: a case study of network analysis located off coast of Capbreton, France. *La mer*.

Chapitre d'ouvrage (avec comité de lecture) :

- Salaün Jessica, Pioch Sylvain, Dauvin Jean-Claude, (under review). Investigating the place of Artificial Reefs' users within the actor-network theory.

Publications dans des actes de colloque :

1. Salaün Jessica, Pioch Sylvain, Dauvin Jean-Claude, 2020. Artificial reef along the French Mediterranean coastline: toward innovative integrated biodiversity management, Firenze University Press Best Practice in Scholarly Publishing, Eighth International Symposium "Monitoring of Mediterranean Coastal Areas. Problems and Measurement Techniques" : pp. 309-315, DOI 10.36253/978-88-5518-147-1.31
2. Salaün Jessica, Pioch Sylvain, Dauvin Jean-Claude, 2022. L'implication des acteurs de la Manche à travers une approche socio-écologique appliquée aux récifs artificiels. Colloque Marineff, Caen, France.
3. Raoux Aurore, Salaün Jessica, Pezy Jean-Philippe, Pioch Sylvain, Dauvin Jean-Claude, 2022. Ecosystem approach of artificial reef through trophic web modelling. Colloque Marineff, Caen, France.

2. Communications orales internationales scientifiques

Des présentations orales des travaux de recherches ont été conduites lors de trois participations à des colloques internationaux et une participation à venir :

1. International workshop on ecosystem based management, Gecomars, 4-5 February 2020, Marseille (France).
2. 52nd International Liège Colloquium on Ocean Dynamics, 17-21 May 2021, on line.
3. The 18th Japanese French Oceanography Symposium, 19 October 2021, on line.
4. From materials and infrastructures to marine ecosystems: interactions and new approaches, Marineff, 3-4 May 2022, Caen (France).

3. Vulgarisation et diffusion de la recherche

Plusieurs diffusions vers le grand public et vulgarisations des travaux ont été menées avec ALR :

- Web-conférence interactive intitulée « Changement climatique et Nouvelle-Aquitaine », 18 juin 2021.
- Animation d'un week-end sur les méthodes de suivis en plongée sous-marine avec la Commission Régionale Environnement et Biologie Subaquatiques CSNA de la FFESSM région Nouvelle-Aquitaine, 2020 et 2021.
- Présentation des travaux de thèse à l'Assemblée Générale de l'association ALR en décembre 2020.
- Education à l'environnement avec des scolaires de primaires et collèges concernés par la protection de l'environnement marin, 2019 et 2020.

4. Enseignement universitaire

Université Paul Valéry Montpellier 3, Mention Géographie, Aménagement, Environnement et Développement, Parcours Master 2 Gestion des Littoraux et des Mers, module de TD (6h CM) au sujet de la restauration écologique en mer à l'aide de l'outil Récifs Artificiels :

- définitions,
- état de l'art mondial des recherches,
- réussites et échecs d'un point de vue socio-écologique,
- exemple appliqué avec le programme aquitain (acteurs, financement et résultats).

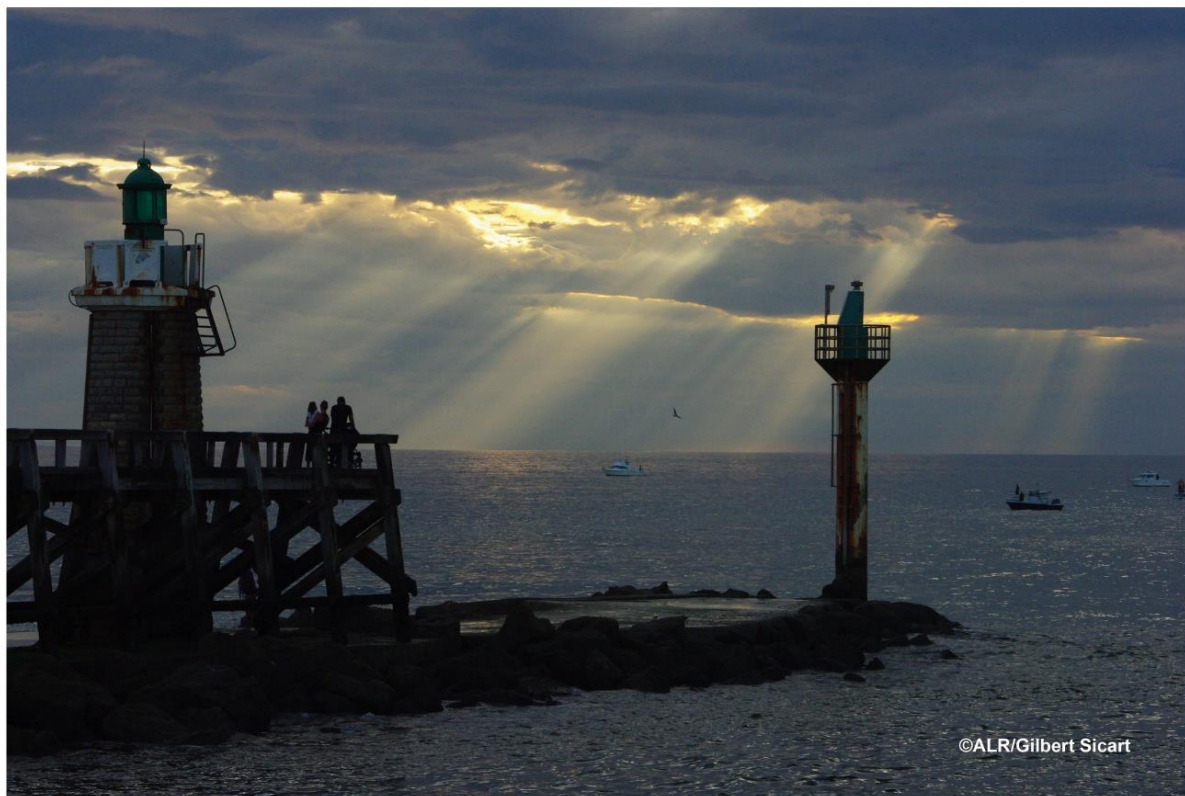
Modules de cours dispensés en 2019 et 2020.

Table des matières

RESUME	3
ABSTRACT	5
LISTE DES ACRONYMES ET ABREVIATIONS	7
REMERCIEMENTS	9
PREAMBULE	11
PRODUCTION SCIENTIFIQUE	13
1. PUBLICATIONS AVEC COMITE DE LECTURE	13
2. COMMUNICATIONS ORALES INTERNATIONALES SCIENTIFIQUES	14
3. VULGARISATION ET DIFFUSION DE LA RECHERCHE.....	14
4. ENSEIGNEMENT UNIVERSITAIRE	14
TABLE DES MATIERES	15
INTRODUCTION ET CONTEXTE SCIENTIFIQUE	17
1. LE RAPPORT DE L'HOMME A LA MER	19
2. ETAT DE L'ART DE L'USAGE DES RECIFS ARTIFICIELS EN TANT QU'OUTIL D'INGENIERIE ECOLOGIQUE ET D'AMENAGEMENT DE LA BANDE COTIERE.....	24
3. DIVERSITE DES USAGES DES RECIFS ARTIFICIELS EN FRANCE METROPOLITAINE : UN FREIN A LEUR EVALUATION SOCIO-ECOLOGIQUE	30
4. PROBLEMATIQUE ET HYPOTHESES DE RECHERCHE	46
5. SITES D'ETUDES EN FRANCE METROPOLITAINE	52
PARTIE 1 : ENROLEMENT DES ACTEURS D'UN TERRITOIRE VERS UN OBJECTIF COMMUN D'AMENAGEMENT EN RECIFS ARTIFICIELS	69
1. INTRODUCTION.....	71
2. LA THEORIE DE LA TRADUCTION COMME METHODOLOGIE DE RECHERCHE	72
3. LES RECIFS ARTIFICIELS COMME POINT DE PASSAGE OBLIGE	77
4. BILAN DE LA TRADUCTION.....	97
5. DISCUSSION ET CONCLUSION.....	102
PARTIE 2 : APPROCHE SOCIO-ECOLOGIQUE DU FONCTIONNEMENT DES RECIFS ARTIFICIELS : EVOLUTION DE LA MOBILISATION DES HUMAINS ET NON-HUMAINS	107
1. INTRODUCTION GENERALE DE LA PARTIE 2	109
CHAPITRE 1 : APPROCHE SOCIOLOGIQUE DU FONCTIONNEMENT DES RECIFS ARTIFICIELS	113
1. CHOIX METHODOLOGIQUES INHERENTS A LA MODELISATION DU RESEAU D'ACTEURS HUMAINS..	113
2. DEFINITION DE L'ACTEUR CLE DANS UN PROJET DE RECIFS ARTIFICIELS	126
3. LES RELATIONS PRIVILEGIEES AU SEIN DES RESEAUX DE RECIFS ARTIFICIELS.....	137
4. LA STRUCTURE DES RESEAUX D'ACTEURS DE RECIFS ARTIFICIELS	142
5. ANALYSE DES RESEAUX D'ACTEURS AUX ECHELLES LOCALE, REGIONALE ET NATIONALE	146
6. DISCUSSION SUR LES PROPRIETES DES RESEAUX D'ACTEURS HUMAINS REVELES PAR LES INDICATEURS	156
7. CONCLUSION : PROPOSITION D'INDICATEURS SOCIOLOGIQUES POUR L'EVALUATION DES PERFORMANCES DES RECIFS ARTIFICIELS	160
CHAPITRE 2 : APPROCHE ECOLOGIQUE DU FONCTIONNEMENT DES RECIFS ARTIFICIELS	163
1. MODELISATION DU RESEAU TROPHIQUE.....	164
2. LA STRUCTURE DES RESEAUX TROPHIQUES DES RECIFS ARTIFICIELS	181
3. DISCUSSION SUR LES PROPRIETES STRUCTURELLES ET FONCTIONNELLES DES RESEAUX TROPHIQUES, REVELEES PAR LES INDICATEURS ECOLOGIQUES	191

4. CONCLUSION : PROPOSITION D'INDICATEURS ECOLOGIQUES POUR L'EVALUATION DES PERFORMANCES DES RECIFS ARTIFICIELS	199
CONCLUSION GENERALE DE LA PARTIE 2.....	203
PARTIE 3: ESSAI APPLIQUE D'EVALUATION DE LA PERFORMANCE SOCIO-ECOLOGIQUE DES AMENAGEMENTS EN RECIFS ARTIFICIELS	207
1. INTRODUCTION.....	209
2. CADRE D'ANALYSE DES SYSTEMES SOCIO-ECOLOGIQUES.....	209
3. ECHELLE DE NOTATION, LES CONSTRUCTIONS D'UNE BASE D'ETUDE COMPARATIVE.....	215
4. RESULTATS DE L'ANALYSE COMPARATIVE DES SYSTEMES SOCIO-ECOLOGIQUES DE RECIFS ARTIFICIELS.....	234
5. DISCUSSION	241
6. CONCLUSION.....	250
CONCLUSION GENERALE, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES.....	255
1. PRINCIPAUX RESULTATS DES TRAVAUX DE RECHERCHE.....	255
2. RECOMMANDATIONS POUR L'AMELIORATION CONTINUE DES UTILISATIONS DE RECIFS ARTIFICIELS DANS UN OBJECTIF DE PERFORMANCE SOCIO-ECOLOGIQUE	262
3. PERSPECTIVES DE RECHERCHE ET D'APPLICATION	265
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	269
TABLES DES ILLUSTRATIONS	311
1. TABLE DES FIGURES	311
2. TABLE DES TABLEAUX.....	313
ANNEXES	317
1. ANNEXE 1 : MESURES DE CONCERTATION ET D'ENCADREMENT DES USAGES MISES EN PLACE SUR LES RA	318
2. ANNEXE 2 : MESURES DE SURVEILLANCE, COMMUNICATION ET SUIVIS MISES EN PLACE SUR LES RA	320
3. ANNEXE 3 : LE GUIDE D'ENTRETIENS	323
4. ANNEXE 4 : LISTE DES ORGANISATIONS IDENTIFIEES.....	326
5. ANNEXE 5 : LE CALCUL DES INDICATEURS DE CENTRALITE.....	333
6. ANNEXE 6 : REPARTITION DES ESPECES AU SEIN DES GROUPES TROPHIQUES	335
7. ANNEXE 7 : VALEURS DES VARIABLES POUR CHAQUE SITE D'ETUDE.....	343

Introduction et contexte scientifique



1. Le rapport de l'Homme à la mer

1.1. La mer, territoire inconnu

L'Homme entretient un rapport particulier à la mer, la considérant comme un lieu mythique de rencontre entre les Hommes, les Dieux et les Démons, la peuplant de monstres et de créatures telles que le Kraken ou les sirènes de l'Odyssée d'Ulysse. Cette abondante production mythologique est sans nul doute née de l'impossibilité à explorer cet espace en profondeur, du fait de la barrière physique formée par l'eau de mer. Face à cet environnement longtemps et encore grandement inconnu, dangereux et effrayant lors des tempêtes, **la mer a suscité la peur et la crainte.**

Pourtant, l'Homme a su très tôt **exploiter ses richesses** et certaines recherches paléolithologiques évoquent même une consommation de produits de la mer par les hommes de Neandertal (Gascuel, 2019). Les populations côtières ont investi le littoral pour développer les activités de pêches à pied, l'ostréiculture et la saliculture (De Cacqueray & Meur-Ferec, 2015).

La mer est aussi perçue comme une **frontière délimitant les territoires**, véritable œkoumène dans le sens premier du terme (Trouillet, 2004). Puis, avec les techniques de navigation, l'Homme s'y est aventuré pour explorer et découvrir de nouveaux territoires. C'est le début des grandes explorations et des grandes exploitations menant l'Homme toujours plus loin vers une appropriation progressive de la mer (Blond, 1972).

1.2. Une appropriation progressive de la mer en territoire maritime : exemple de la France

Petit à petit, la représentation que l'Homme se fait de la mer change et se mue en un véritable **attrait thérapeutique (sanatorium), artistique puis touristique** (Choblet, 2005). Pour illustrer l'appropriation progressive de la mer en territoire maritime, nous allons prendre l'exemple de la France métropolitaine, qui sera par la suite le terrain de notre étude.

Il a fallu attendre le XVIII^{ième} siècle, en France, pour développer des habitations de villégiature à proximité de la mer et sur certaines portions du littoral (Meur-Ferec, 2006). Au XIX^{ième} siècle, cette évolution est favorisée par de nouveaux moyens de transport comme le chemin de fer puis plus tard l'automobile. Rapidement, des stations balnéaires naissent sur les trois façades (Dieppe, Biarritz, Nice), offrant un cadre à proximité de plages et les équipements nécessaires à satisfaire ces nouveaux touristes en quête de loisirs et de détente (Miossec, 1987). La mer, et plus particulièrement le littoral, auparavant perçus comme des espaces dédiés aux activités de pêche ou portuaires, deviennent des **territoires synonymes de loisirs et repos** passant de « la mer nourricière à la mer de loisir » comme le décrit Desse (2012). Cette demande touristique continue à croître de manière importante pour assouvir ce désir nouveau de villégiature maritime décrit par Corbin (1988), et ce encore au XXI^{ième} siècle. Effectivement, en prenant l'exemple de la façade Méditerranéenne française, l'OCDE prédit, dans son dernier rapport sur l'économie bleue, plus de 500 millions de touristes annuel en Méditerranée en 2030, au lieu des 350 millions en 2016 (Plan Bleu, 2016).

Le secteur de la pêche évolue également à cette période (Doumenge, 1972). La pêche était jusqu'au XIX^{ième} siècle principalement côtière. L'augmentation de la population et de la demande en produits de la mer incite les pêcheurs à exploiter plus et à se tourner vers la pêche au large pour alimenter un marché et une demande toujours croissante. Pour autant, cette appropriation du **territoire maritime par la pêche** connaît son véritable essor avec le développement des navires à moteurs et de la technique de chalutage au XX^{ième} siècle (Gascuel, 2019). La taille des navires augmente puis les techniques de pêches évoluent, permettant d'accroître le nombre de captures, passant de 40 millions de tonnes en 1960 au niveau mondial à près de 100 millions de tonnes en 2018 (FAO, 2020).

Cette appropriation progressive du littoral et de la mer en tant que territoire fournissant des ressources stratégiques est révélée par la mise en place de **frontières en mer**, véritable signe des nouvelles propriétés économiques des Etats. Elle est accompagnée d'une meilleure cartographie de l'espace maritime avec la création des Zones Economiques Exclusives (ZEE), dont les prémices furent initiées dès 1958 avec la convention de Genève, puis développées à Montego Bay (Jamaïque) par la signature le 10 décembre 1982 de la Convention des Nations-Unies sur le Droit de la Mer (CNUDM).

Cette notion de **territoire maritime** est importante pour l'avenir des ressources issues de la mer mais aussi de sa richesse en termes de biodiversité car rappelons que 90% de la biomasse vivante de la planète se trouve dans les océans (Herr & Galland, 2009). Effectivement, en se référant à la définition courante, le territoire est un espace qu'un groupe social s'approprie pour ses besoins **économiques, idéologiques ou politiques** (Di Méo, 1998). A travers le développement de l'activité de pêche, du tourisme balnéaire et de la délimitation des frontières économiques maritimes, l'Homme affiche clairement au XX^{ième} puis XXI^{ième} siècle sa volonté de s'approprier la mer, qui est devenue un nouveau territoire à aménager (Trouillet, 2006). De cet immense nouveau territoire, il est une zone plus particulièrement accessible et très riche écologiquement parlant : **la mer côtière**, que constitue la zone contigüe avec le territoire terrestre (Figure 2 ; Barraquet-Porte *et al.*, 2015).



Figure 1 : Les délimitations de l'espace maritime français, illustration du jeu d'acteurs et de la multiplicité des activités s'y superposant (Barraquet-Porte *et al.*, 2015)

1.3. L'aménagement des territoires maritimes : la mer côtière en proie à un partage anthropocentré

La mer côtière, en tant que nouveau territoire, a subi un aménagement mondial très conséquent ces 60 dernières années.

Autrefois essentiellement dominée par la pêche professionnelle et un commerce de proximité, la mer côtière est aujourd'hui sujette à une diversification des usages. Cette croissance est le fait d'activités récréatives nouvelles liées à la démocratisation des loisirs et l'industrie du tourisme (stations balnéaires, la pêche de loisir, la plongée sous-marine, la plaisance, les sports nautiques, la baignade). Des activités industrielles s'y sont également fortement développées dans les secteurs de l'énergie fossile (industries gazières, pétrolières et parapétrolières), de l'énergies renouvelables (éolien posé, flottant, géothermie, houlomoteur...), de la communication (câbliers), minier (carriers, l'extraction de granulats marins) et du commerce maritime (transport, stockage, créations/extensions portuaires...). A ces activités économiques s'ajoutent des aménagements nécessaires pour lutter contre l'érosion du littoral, les submersions marines et plus généralement l'exposition aux risques naturels côtiers croissants, liés aux effets du changement climatique (tempêtes extrêmes, tsunamis, élévation du niveau marin et submersions). Les **activités anthropiques vont s'intensifier** avec un renforcement du « thalassotropisme » et le développement de villes-ports, soutenant un commerce maritime mondialisé incontournable (Lacroix *et al.*, 2021).

Pour maintenir ces activités humaines, **l'aménagement des littoraux**, (la zone terrestre connectée au territoire maritime), s'est fortement accéléré. Au niveau mondial, l'emprise des infrastructures maritimes était de 32 000 km² en 2018 et devrait encore croître de plus de 20% d'ici 2028 (Bugnot *et al.*, 2021). La France n'échappe pas à cette tendance d'artificialisation, la surface du Domaine Public Maritime artificiel « gagné » sur la mer pour la zone méditerranéenne française a été multipliée par deux depuis 1965, atteignant 5 380 ha en 2021 (MEDAM, 2021). Cette **artificialisation** est une réponse directe au besoin d'occupation des littoraux qui ne cesse de croître depuis 1965, représentant une augmentation de la densité de population de 42% sur tout le littoral métropolitain en 2014 (INSEE, 2021). Par conséquent, la densité de population sur le littoral est 2,5 fois plus élevée que la moyenne nationale de 119 habitants/km² (INSEE, 2020). Cette **croissance démographique des littoraux** n'est pas encline à se stabiliser avec des projections prévoyant une augmentation de la population de 14% pour les Départements littoraux, contre 11,5% pour les autres Départements entre 2013 et 2050 (INSEE, 2021). Il est alors aisé d'anticiper les **conséquences pour l'environnement** que ce soit en France, comme dans le monde, ce fort accroissement de l'artificialisation des zones littorales et des fonds marins côtiers.

Le bon état écologique des écosystèmes côtiers est pourtant vital pour les Hommes et leur bien-être. C'est ce que postule le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), définissant ces bénéfices comme **des services écosystémiques** (Figure 2). Les loisirs, le tourisme et le transport maritime sont des services familiers fournis par de nombreux écosystèmes marins mais les écosystèmes côtiers et marins de manière plus générale, fournissent également des services, moins connus, associés à des fonctions écologiques de **régulations ou d'habitat** (Barbier, 2017). Au niveau mondial, les écosystèmes marins et côtiers contribuent au quart du captage des émissions de CO₂ anthropique (FAO, 2020). Ils participent à la régulation de la qualité de l'eau et deviennent peu à peu des gisements d'énergie renouvelable convoités. Le service d'**approvisionnement**, à travers la pêche, assure à plus de 2,6 milliards de personnes au moins 20% de leur apport en protéine animale (Revéret & Dancette, 2010). Cette dépendance à cette ressource

est d'autant plus importante dans des pays insulaires ou côtiers, atteignant jusqu'à 50% de leur apport en protéine animale (David, 2008). Ces écosystèmes extrêmement riches et productifs contribuent ainsi à la **sécurité alimentaire** de nombreux pays. La FAO a par ailleurs renouvelé en 2021 son engagement en faveur d'une pêche à la fois durable pour les écosystèmes et qui contribue à la sécurité alimentaire (FAO, 2021). L'objectif de développement durable 14 des Nations Unies (ODD) reconnaît aussi ce rôle essentiel de la biodiversité marine dans le développement durable. Pourtant, en suivant la tendance actuelle de surexploitation des ressources halieutiques, d'acidification des mers par l'excès de CO₂ atmosphérique et de pollution des mers, 17% à 50% des espèces marines seraient menacées d'extinction d'ici à 2100 (Lotze *et al.*, 2019).

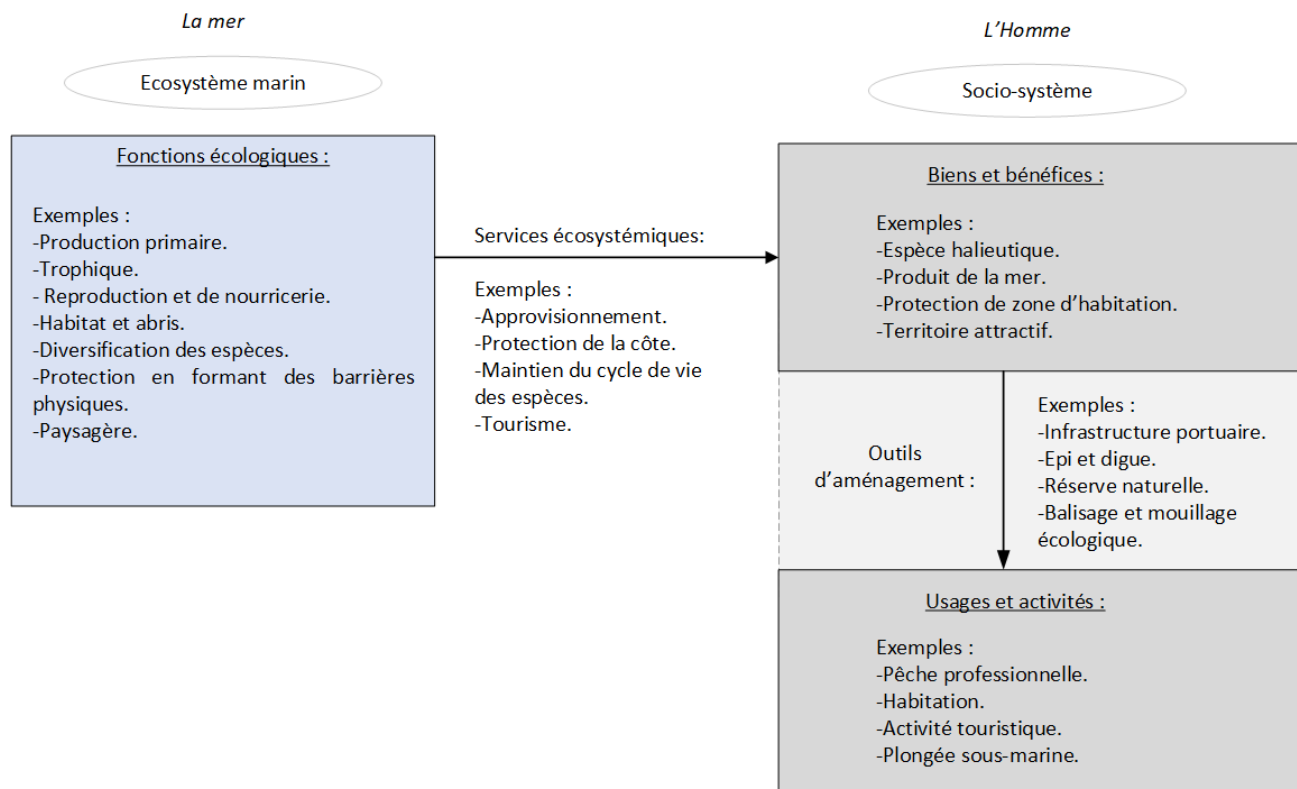


Figure 2 : L'usage des fonctions écologiques (MEA, 2005)

L'Homme, poussé par un système de développement économique, s'est lancé dans une conquête qui se traduit par un aménagement important du littoral, transformant la mer en territoire. Entre l'exondation d'étendues de terres gagnées sur la mer (polder), les nouvelles exploitations et cultures marines (mines de nodules polymétalliques, aquaculture, éoliens *offshores*...) ou les habitations sur la mer et sous-marines, l'Homme déborde d'imagination pour continuer l'appropriation et l'exploitation de ce territoire. Mais le XXI^{ème} siècle est aussi celui d'une prise de conscience **des limites de cet écosystème** et des services qu'il peut fournir. Née de ce constat, une nouvelle vision de l'aménagement émerge, avec d'une part la prise en compte de l'environnement dans les projets d'aménagement (études d'impacts, mesures compensatoires, concertation citoyenne...) et d'autre part la réparation des dégradations humaines par le **génie écologique** (solutions fondées sur la nature, éco-conception, gestion écosystémique des pêches...).

Dans ce contexte de réparation biophysique, le récif artificiel (RA), nous a paru être un objet de recherche particulièrement intéressant. En effet, il s'agit d'un outil d'aménagement du territoire côtier destiné, au départ, à fournir des services écosystémiques mais qui évolue vers des objectifs de restauration des

fonctionnalités écologiques du milieu naturel. L'Homme, à travers des activités comme la plongée, la pêche ou l'éducation, s'est approprié ce nouvel espace géographique défini par les RA conduisant à créer un lien entre l'Homme et la nature (Di Méo, 1998).

Pour délimiter un cadrage spatial à nos recherches, nous allons privilégier l'emploi du terme « espace marin », combinaison de « milieu marin », qui renvoie à des notions d'environnement et comprend la faune et flore qui y vit et d'« espace maritime », se référant aux activités de l'Homme en mer. Notre démarche souhaitant traiter de l'Homme au sein de la nature dont il fait partie, donc sur un même plan, cette sémantique nous est apparue plus à même de tenir compte de ces deux composantes.

2. Etat de l'art de l'usage des récifs artificiels en tant qu'outil d'ingénierie écologique et d'aménagement de la bande côtière

Dans cette partie, nous nous intéresserons plus particulièrement aux RA, notre objet de recherche, et nous nous attacherons à décrire les usages ainsi que le fonctionnement de cet outil d'ingénierie écologique¹ et d'aménagement du territoire.

2.1. Origine des usages des récifs artificiels en tant qu'outils d'aménagement de la bande côtière

L'origine des RA est ancienne et remonterait à plusieurs milliers d'années (Riggio *et al.*, 2000). Elle provient de l'observation de pêcheurs qui avaient remarqué que certains poissons se concentraient autour de zones naturelles rocheuses. L'idée est venue alors de reproduire ce **phénomène d'attraction** avec des objets flottants ou immergés volontairement (Stone, 1985 ; Thierry, 1988).

Les premières descriptions manuscrites d'aménagement planifiés de RA proviennent des Japonais, au XVII^{ème} siècle (Simard, 1995). Ils utilisaient principalement des matériaux naturels de type enrochement, bois, bambou (Ino, 1974). Ces systèmes se sont progressivement développés dans d'autres régions du monde faisant écho à une demande croissante en produits de la mer et un besoin d'améliorer les connaissances sur les peuplements ichtyologiques : en Amérique du Nord, en Europe ou en Indonésie (Simard, 1995). Ces premiers RA ont été déployés de manière artisanale afin d'augmenter les captures de pêche mais sans notion de gestion de la ressource marine (Christian *et al.*, 1998). Ce n'est qu'en 1952 que cette notion est apparue, dans le cadre de plans quinquennaux nationaux au Japon, financés à hauteur de 2 à 3 Millions de US \$ entre les années 1980 et 2010 (Nakamura, 1985 ; Pioch, 2007). Les RA sont alors utilisés comme de véritables **outils d'aménagement** de la bande côtière.

2.2. Définition d'un récif artificiel

Les RA sont implantés dans plus d'une trentaine de pays en 2002 : le Japon, les Etats-Unis, l'Australie, la France, le Portugal... (Lacroix *et al.*, 2002). Afin d'homogénéiser les définitions et la réglementation encadrant l'implantation de ces structures, une définition regroupant les fonctions et les objectifs des RA

¹ « L'ingénierie écologique désigne le corpus des savoirs mobilisables pour la gestion de milieux, la conception, la réalisation et le suivi d'aménagements ou d'équipements inspirés de, ou basés sur les mécanismes qui gouvernent les systèmes écologiques (auto-organisation, diversité, structures hétérogènes, résilience, par exemple) » (Abbadie *et al.*, 2015)

a été établie dans le cadre de la Directive pour l'implantation de RA (Convention et Protocole de Londres & PNUE, 2009) :

« *Un récif artificiel est une structure immergée, construite ou placée délibérément sur le fond marin dans le but d'imiter certaines fonctions d'un récif naturel destinées à protéger, régénérer, concentrer et/ou valoriser les peuplements de ressources marines vivantes.* ».

Cette définition exclue de fait toutes les épaves et les structures d'ingénierie écologique dont la vocation première n'est pas celle de remplir les fonctions d'un récif naturel (fonction écologique de nurserie, alimentation, habitat). Les aménagements côtiers comme les supports de mouillage, les digues portuaires, les émissaires, les quais, les plateformes *offshores*, etc., ne sont pas considérés comme des RA car ils n'ont en général pas vocation à servir de support de biodiversité (même si leur colonisation est indéniable, (Ruitton, 1999). Cependant ils peuvent tout à fait y être assimilés lorsqu'ils font l'objet d'une réflexion lors de leur conception, leur attribuant une double vocation technique et écologique : il s'agit alors d'éco-conception (Pioch & Souche, 2021).

Aujourd'hui, une distinction s'opère entre les systèmes flottants dérivants ou ancrés, connu sous le nom de **Dispositif de Concentration de Poisson** (DCP) et les systèmes immergés posés sur le fond appelés **Récifs Artificiels** (RA) (Figure 3). Dans le cadre de notre recherche, nous nous intéressons uniquement aux systèmes posés sur le fond, les RA, car le DCP est considéré comme un engin de pêche n'apportant pas de fonction écologique spécifique aux espèces auxquelles il s'adresse et induisant uniquement un effet d'attraction.

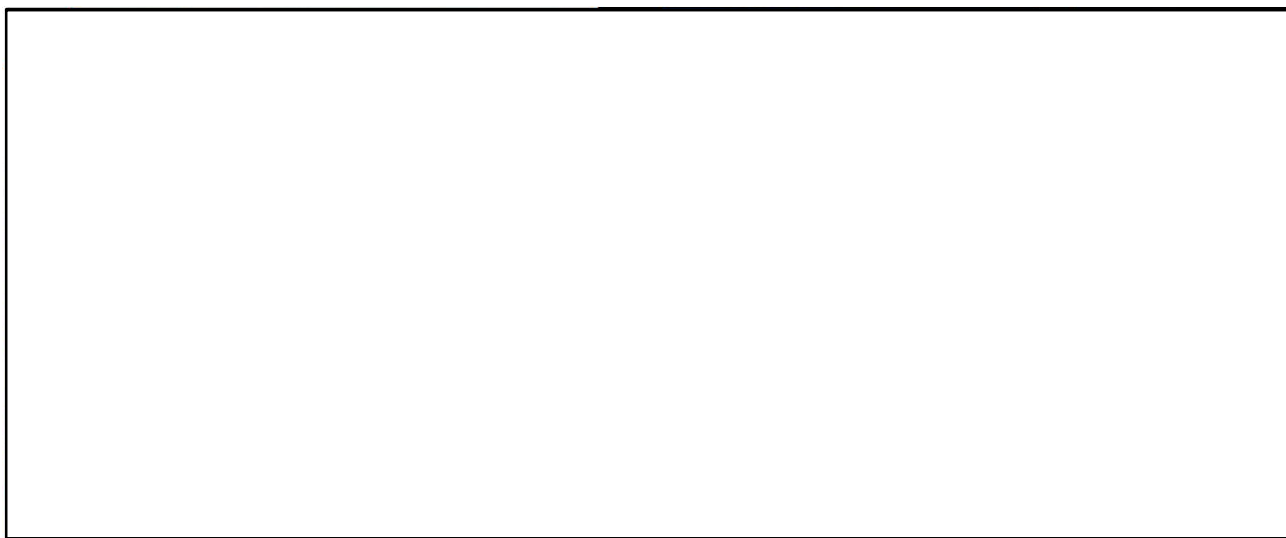


Figure 3 : Illustrations de la distinction entre DCP en tant qu'engins de pêche par effet attractif et RA avec des fonctions écologiques d'habitats (A: DCP à ancre flottante (Marc Taquet); B: RA pyramidal à Bali)

2.3. Fonctions écologiques des récifs artificiels

Les RA sont reconnus depuis longtemps comme des supports permettant de reproduire les **fonctions écologiques** pour les espèces les fréquentant (Nakamura, 1985). La forme et la complexité des récifs augmentent les niches écologiques disponibles dans le milieu, favorisant la mise en place de certaines fonctions écologiques.

Quatre fonctions principales ont été recensées (Cépralmar, 2015 ; Figure 4) :

- 1- **Protection** : un habitat permanent pour certaines espèces ou lieu d'abri, de dortoir ou de repos ;
- 2- **Reproduction** : zone favorable à la reproduction ou la ponte ;
- 3- **Nurserie** : habitat favorable aux espèces à des stades juvéniles ;
- 4- **Alimentation** : zone fonctionnelle d'alimentation.

Les fonctions d'alimentation, nurserie et reproduction sont des étapes clés dans le cycle de vie des poissons et jouent un rôle essentiel dans le renouvellement de la ressource (Lacroix *et al.*, 2002).

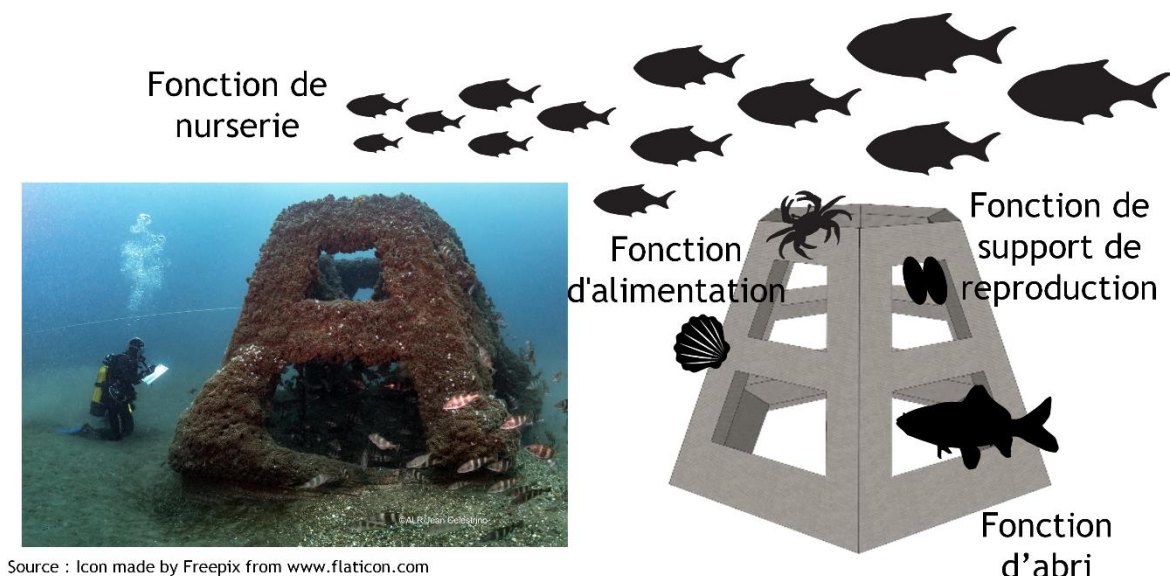


Figure 4 : Les fonctions écologiques des récifs artificiels

La colonisation du RA débute par l'installation de micro-organismes formant un microfilm de bactéries et de microphytobenthos, précédant la fixation d'organismes filtreurs comme les cirripèdes, bivalves et les éponges sur le substrat dur. Ces organismes filtreurs se nourrissent de particules en suspension dans le milieu et rejettent des fèces et pseudo-fèces favorables aux organismes dépositivores vivants à proximité immédiate des RA. La faune benthique de substrat dur colonisant le RA constitue une couverture, appelée concrétion ou *bio-fouling*, qui est elle-même consommée par certains poissons dit démersaux, qui vivent en étroite relation avec le fond, d'où ils tirent leur nourriture. Ces poissons servent alors de proies à d'autres poissons prédateurs, le plus souvent pélagiques, vivant dans la colonne d'eau. Les RA forment alors un écosystème à part entière.

2.4. Les récifs artificiels : outils d'aménagement pluri-usages et multi-objectifs

Le constat de surexploitation et de diminution des stocks de la ressource halieutique (Lacroix *et al.*, 2002), ont amené, à partir des années 1970, les gestionnaires de ces ressources à mettre en place des quotas de pêche, des zones d'interdiction (cantonnements de pêche), des TAC/TAE (Total Admissible de Captures et Total Autorisé d'Effort de pêche) ainsi que des actions pour augmenter les ressources comme le « marine ranching » (repeuplement avec des juvéniles massivement relâchés) ou l'installation de RA. Ces derniers, véritables outils d'aménagement de la bande côtière, ont été immergés à l'origine dans cet objectif économique de produire des ressources halieutiques. Mais leur objectif a depuis évolué et se s'est diversifié. Les RA ont été catégorisés selon leur objectif initial, en lien avec les types d'utilisateurs.

Trois principaux objectifs se distinguent (Charbonnel, 2005 ; Figure 5) :

- 1- **Objectif de production** : les RA sont utilisés pour augmenter et diversifier la ressource halieutique en vue d'une exploitation par la pêche (Seaman & Jensen, 2000). Le RA a un effet d'attraction et de concentration des espèces (Lacroix *et al.*, 2002). L'efficacité de ce type de récif dépend principalement du volume de structures immergées et de l'aire sur laquelle ils sont répartis (Charbonnel, 2005). Ces RA constituent un outil efficace de gestion de la ressource à condition de respecter un équilibre entre les prélèvements et le renouvellement de la ressource et en mettant en place par exemple un plan d'exploitation raisonné (Lacroix *et al.*, 2002) ;
- 2- **Objectif de protection** : les RA sont utilisés dans la bande côtière des 3 milles nautiques pour limiter le chalutage illégal (France) ;
- 3- **Objectif récréatif** : les RA sont conçus pour la pêche de loisir ou la plongée sous-marine. Ces récifs, à l'instar des épaves, proposent un aménagement paysager ludique et attractif pour les plongeurs. Néanmoins, ils nécessitent une réglementation de la fréquentation pour limiter les perturbations sur le milieu (Lacroix *et al.*, 2002).

Parmi ces trois catégories, il convient de distinguer les récifs de production à vocation de développement purement halieutique et économique, des récifs de production à vocation écologique, plus récent apparus dans les années 2000. (Nakamura, 1985 ; Pickering & Whitmarsh, 1997 ; Seaman & Jensen, 2000). Nous proposons la formation d'une quatrième catégorie de RA qui contribue à clarifier les objectifs de ces structures (Figure 4) :

- 4- **Objectif « éco-fonctionnel »** de développement des fonctionnalités écologiques du milieu (restauration ou création) : les RA sont immergés afin de restaurer certaines fonctionnalités du milieu dégradées par des impacts anthropiques ou de créer une zone privilégiée pour le développement de la faune marine en vue de son étude, des zones potentielles de reproduction (frayère), de développement (nursérie) ou d'alimentation d'espèces.

Nous avons délibérément choisi de ne pas nommer ce quatrième objectif : objectif de restauration comme cela est proposé dans plusieurs ouvrages (Vivier *et al.*, 2021). Ce terme nous apparaît restrictif car il ne prend pas en compte les RA qui ont pour vocation de créer un nouvel habitat.

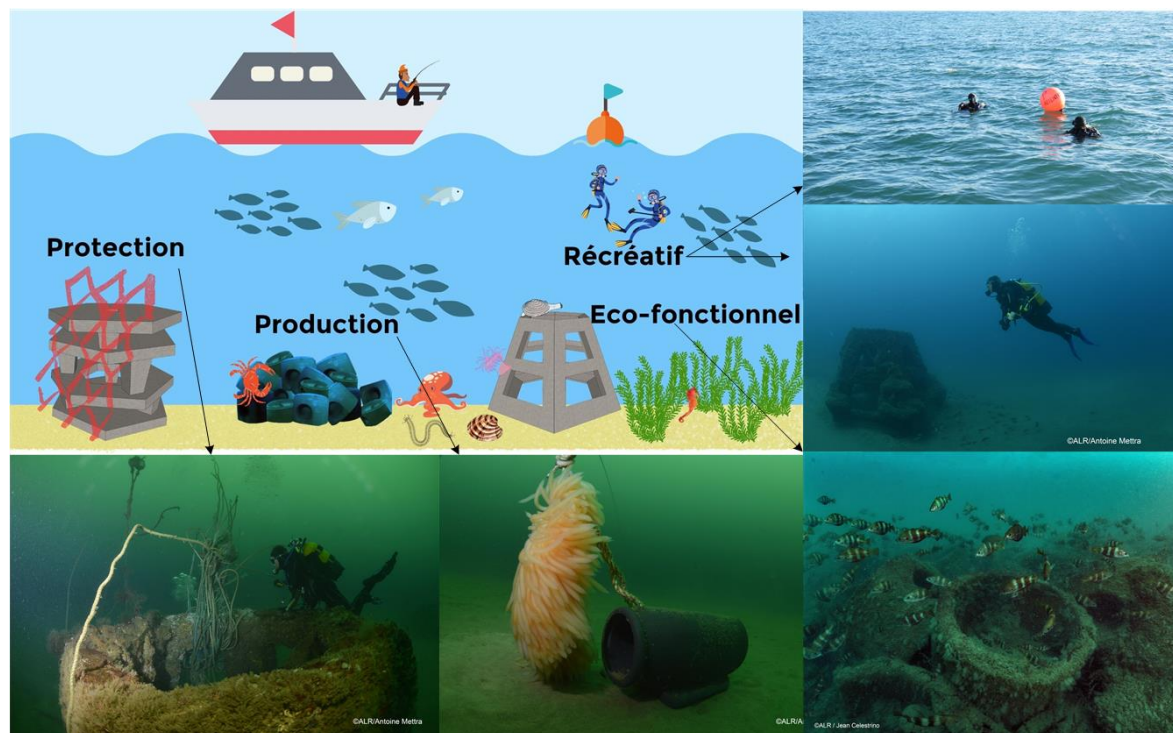


Figure 5 : Illustrations des quatre usages des RA (©ALR)

Nous pouvons donc conclure que les RA sont des outils d'aménagement des fonds marins côtiers destinés à la gestion de l'environnement marin, par le développement des quatre fonctions écologiques et des trois catégories d'objectif d'usage. Ils se sont récemment diversifiés en mettant en avant un nouvel objectif lié au maintien du fonctionnement global du milieu en restaurant ou créant un habitat propice au développement des fonctions écologiques sans vocation d'usages directs d'exploitation économique (pêche et loisirs) (Piermont *et al.*, 2016).

2.5. Tour d'horizon des usages de récifs artificiels dans le monde

En s'appuyant sur les articles scientifiques de référence, il est possible d'avoir un aperçu du déploiement des RA dans le monde. Depuis 2014, le nombre de publications est en forte augmentation, atteignant une production scientifique de 14 articles par an (Lee *et al.*, 2018). Selon le même auteur, la recherche sur les RA est active dans plus de 25 pays dans le monde, avec une prépondérance aux Etats-Unis, au regard du nombre d'articles publiés depuis 1991. En s'inspirant des travaux de Baine (2001), il est possible de cartographier, selon les continents, les articles recensés par Lee *et al.* (2018) et Vivier *et al.* (2021) (Figure 6). Notons que la recherche scientifique sur les RA s'applique aux quatre catégories de récifs, avec de nombreuses publications sur leurs résultats : autour de 69 en Europe, 37 en Asie et 26 en Amérique du Nord (Vivier *et al.*, 2021).

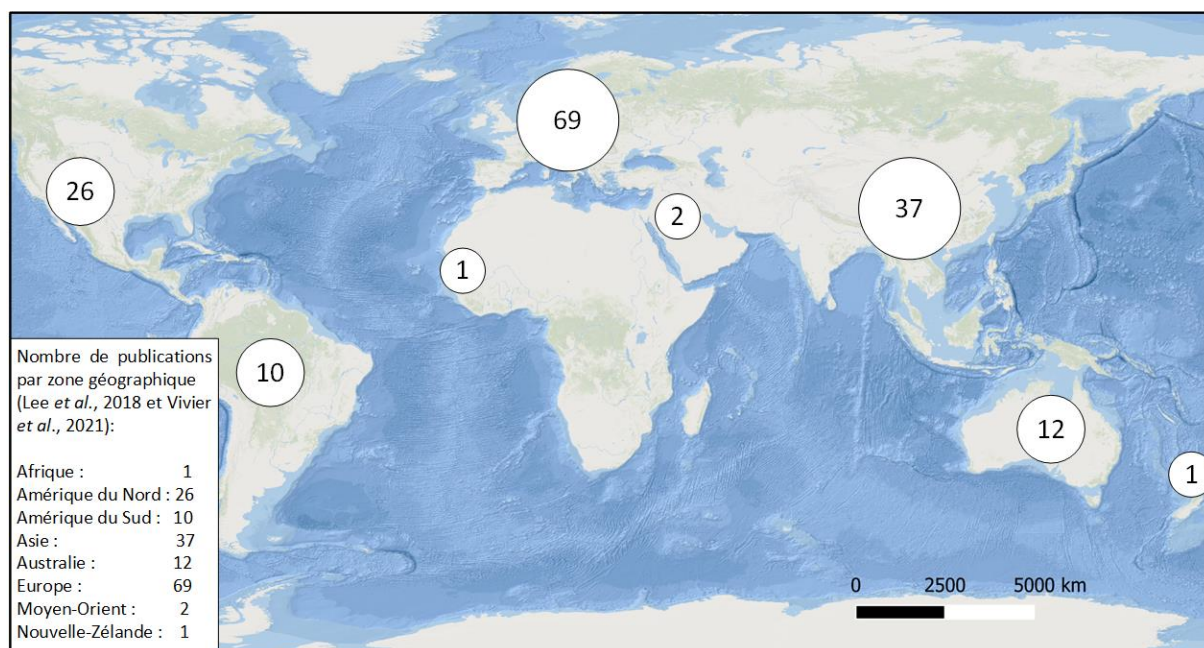


Figure 6 : Carte mondiale des publications scientifiques sur les récifs artificiels par zone géographique d'après les données de Lee *et al.*, 2018 et Vivier *et al.*, 2021

Une analyse synthétique de ces expériences au niveau mondial nous paraît importante.

Commençons par le Sénégal, l'un des principaux pays du **continent africain** pratiquant la pêche artisanale (Brochier *et al.*, 2018). Des RA y ont été immergés en 2006 afin de reconstituer les stocks de poissons et de soutenir l'économie locale. En parallèle, des mesures de gestion ont été mises en place, utilisant des outils comme des Aires Marines Protégées (AMP). Toutefois, les résultats obtenus n'ont pas été à la hauteur des attentes par manque de régulation des sites.

En **Amérique du Nord et du Sud, en Australie et en Israël**, les RA sont principalement utilisés comme support d'activités récréatives, que ce soit la plongée sous-marine ou la pêche récréative (Spanier, 2000 ; Baine, 2001 ; Lee *et al.*, 2018). La plongée de loisir y est une activité en forte croissance depuis les années 1990 (Ditton *et al.*, 2002). Face à cette recrudescence de plongeurs, les RA ont été immergés afin de créer de nouveaux sites de plongée (Seaman, 2019). En dehors de l'aspect purement récréatif, les RA sont intégrés dans des plans de gestion de conservation, par exemple pour les récifs coralliens naturels. En créant de nouveaux sites de plongée, les RA participent à la réduction de l'intensité de fréquentation des sites naturels et à leur préservation (Kirkbride-Smith, 2014). Si nous nous intéressons plus particulièrement aux **Etats-Unis**, le pays après le Japon où les sites de RA sont les plus nombreux (Lacroix *et al.*, 2001), la pêche récréative s'y est développée dans les années 1960 (McGurrin *et al.*, 1989). Les supports immergés, qui étaient principalement d'anciens navires ou d'autres moyens de transport (Stone, 1985) puis d'anciennes plateformes pétrolières, ont vu leur statut évoluer en RA (Ajemian *et al.*, 2015). L'efficacité de ces structures est mesurée à l'aide de nombreux outils comme les carnets de pêche, les données de géolocalisation, les déclarations de pêche, les pêches scientifiques et les données d'observation sous-marine (Spieler *et al.*, 2001). Notons toutefois, qu'une harmonisation et une standardisation des suivis est encore nécessaire afin de pouvoir comparer les performances économiques des sites de RA entre eux (Keller *et al.*, 2017).

Au niveau **du continent asiatique**, les habitudes alimentaires font une large place aux produits de la mer (ce continent est le premier producteur mondial et premier consommateur mondial de produits de la mer). Face à la diminution des ressources marines, des pays comme le Japon, la Corée du Sud, le Vietnam ou la Chine se sont tournés massivement vers des techniques de stimulation de la capacité de production de la

mer, avec le « marine ranching » et les RA (Lee *et al.*, 2018 ; Yang *et al.*, 2019). C'est bien le Japon qui est encore considéré, par de nombreux auteurs, comme le leader mondial en matière de RA (Seaman, 2019). En effet, le gouvernement japonais a mis en place de grands programmes d'immersion de RA afin de conserver une économie locale et de subvenir aux besoins nutritionnels des populations (Seaman & Jensen, 2000 ; Pioch, 2008). Mais cette place de leader d'ingénierie de la mer est en train d'être remise en question par le géant chinois qui a immergé depuis 20 ans plus de 60 millions de m³ de RA (Yang, 2016). La créativité des chercheurs chinois est d'ailleurs intéressante car ils diversifient l'usage des RA (orienté principalement sur la production halieutique), en les employant comme supports de culture marine pour le concombre de mer (Xu *et al.*, 2017) ou l'exploitation d'algues laminaires, comme le kelp par exemple (Wu *et al.*, 2016).

Enfin, sur le **continent européen**, l'emploi des RA n'est pas en reste. Ils y sont même très développés et leurs usages y sont variés. D'ailleurs, certains sites de RA répondent à plusieurs objectifs simultanément, comme le couplage d'objectifs de protection et production (Bombace, 1989 ; Jensen *et al.*, 2000). Inspirés des programmes japonais, les RA ont été principalement immergés dans les années 80, afin de soutenir la pêche côtière en Méditerranée, dans le Golfe de Gascogne, en Angleterre, au Portugal et le long de la côte ibérique (Fabi *et al.*, 2011). Dans plusieurs pays comme l'Espagne, l'Italie et la France, les RA répondent également à un objectif de protection physique contre le chalutage illégal de la bande côtière ou pour protéger des habitats sensibles (Allemand *et al.*, 2000 ; Jensen *et al.*, 2000). En Mer du Nord et en Mer Baltique, le peu de RA déployés sont utilisés pour améliorer la qualité de l'eau en favorisant la fixation d'organismes filtreurs (Fabi *et al.*, 2011). Au Royaume-Uni, les RA sont expérimentés en tant que récifs barrières afin de lutter contre l'érosion côtière ou de créer une vague déferlante pour le surf (Hamer *et al.*, 2000 ; Henriquez, 2005).

3. Diversité des usages des récifs artificiels en France métropolitaine : un frein à leur évaluation socio-écologique

Nous avons précédemment décrit puis examiné les principaux usages des RA à l'échelle mondiale. Nous allons maintenant nous focaliser sur les RA en France métropolitaine, afin de dresser une histoire contemporaine via un état des lieux des sites, des périodes d'immersion, de leurs contextes sociogéographiques et écologiques et de leurs modes de gestion.

3.1. Chronologie des immersions de récifs artificiels en France métropolitaine

En France, depuis 1968, les périodes d'immersion de RA se sont succédées. Nous avons distingué trois périodes en fonction des objectifs et du nombre d'immersions menées. La première période décrite entre 1960 et 1990 est une période d'expérimentation des RA, véritable test sur l'efficacité halieutique des RA que nous dénommerons « **période d'expérimentation** ». S'en est suivi une période de déploiement intensif entre 1990 et 2010, avec une multiplication du nombre total de sites, passant de 18 à 41 : « **période de multiplication** ». Puis, après une période d'essoufflement, nous assistons actuellement à un renouveau des projets d'aménagement ainsi qu'une diversification de leurs usages : « **période de diversification** ». En 2021, nous pouvons dénombrer un total de 50 sites de RA répartis sur l'ensemble des façades métropolitaines.

3.1.1. La première période, 1960-1990 : l'expérimentation

Dans les années 1960, en Méditerranée, les métiers de la pêche sont sous tension. Le contexte économique est notamment caractérisé par une augmentation de la flottille des chalutiers, engendrant une augmentation des espèces pélagiques débarquées et induisant une baisse de leur prix (Blouet *et al.*, 2014). Pour les pêches côtières, au contraire, l'abondance des poissons démersaux et benthiques est relativement faible. Cependant, leur prix au débarquement stagne, n'engendrant pas de compensation économique liée à la raréfaction de la ressource (Meuriot & Drémière, 1986).

De ce contexte socio-économique, en découle une volonté locale (Régions, Départements, Communes et comités locaux et régionaux des pêches) d'encadrer les différentes activités de pêches côtières et hauturières, pour limiter les conflits et gérer la ressource. Une des mesures de gestion mises en place est l'interdiction de l'usage des arts traînants dans la bande côtière des 3 milles nautiques, prise par arrêté dès 1964 en Méditerranée (Meuriot & Drémière, 1986). Cette mesure vise à protéger les activités de pêche dites dormantes (avec des engins fixes, filets et casiers) des dégâts pouvant être générés par les activités de pêches trainantes, pratiquées dans la zone littorale (Arrêté du 2 juin 1964 relatif à la l'interdiction de l'usage des arts traînants dans les 3 milles en Méditerranée et Décret n°90-94 du 25 janvier 1990 pris pour l'application des articles 3 et 13 du décret du 9 janvier 1852 sur l'ensemble des façades maritimes françaises). A l'instar des mesures de réglementation, les RA sont apparus comme une solution pour dissuader le passage de chalutiers illégaux dans la bande côtière. De surcroit, ils génèrent de nouvelles zones de pêche côtière accessibles pour les arts dormants (Véron *et al.*, 2008).

Durant cette période, les RA sont donc employés pour répondre à deux objectifs généraux :

- **L'objectif de production** : augmentation de la biomasse d'espèces de la bande côtière par « l'effet récif », c'est-à-dire l'attraction par agrégation de la faune liée à la présence d'un nouvel habitat et de nourriture, dans un premier temps puis le développement de la productivité primaire vers des niveaux trophiques supérieurs (brouleurs et prédateurs) ;
- **L'objectif de protection** : création d'obstacles physiques de protection d'une zone naturelle engendrant une augmentation de l'abondance, de la biomasse et/ou de la taille moyenne des individus qui peuvent s'y développer (Claudet & Pelletier, 2004).

Inspirée par les programmes d'immersion de RA japonais des années 1950, la France immerge pour la première fois des RA au large de Palavas-les-Flots en 1968 (Pioch, 2008). S'ensuit la mise en place de véritables programmes d'immersion dans les années 1980, financés par l'Europe (Lacroix *et al.*, 2002 ; Tessier *et al.*, 2015a) :

- sur les côtes languedociennes, coordonnés par le Centre d'Etudes et de PRomotion des Activités Lagunaires et MARitimes (Cépralmar), 14 446 m³ de RA sont immergés et répartis sur cinq sites : Saint-Cyprien, Canet-en-Roussillon, Port-la-Nouvelle, Gruissan et Agde,
- sur la Côte Bleue, au sein du Parc Marin de la Côte Bleue (PMCB), création de 4 concessions (Niolon-Le Rove, Sausset-les-Pins, Carry-le-Rouet et Ensues-la-Redonne), pour un total de 3 300 m³ de RA, qui sont instaurés et gérés par un regroupement de collectivités territoriales et de pêcheurs,
- sur la Côte d'Azur, les services départementaux initient un programme d'immersion de 4 000 m³ de RA sur trois zones distinctes : Vallauris, Roquebrune et Beaulieu-sur-Mer.

En parallèle, cinq autres sites ont vu le jour à la Ciotat, au large de Beauduc, à Port-Cros, Monaco ainsi qu'à Mimizan sur la façade Atlantique (Figure 7).

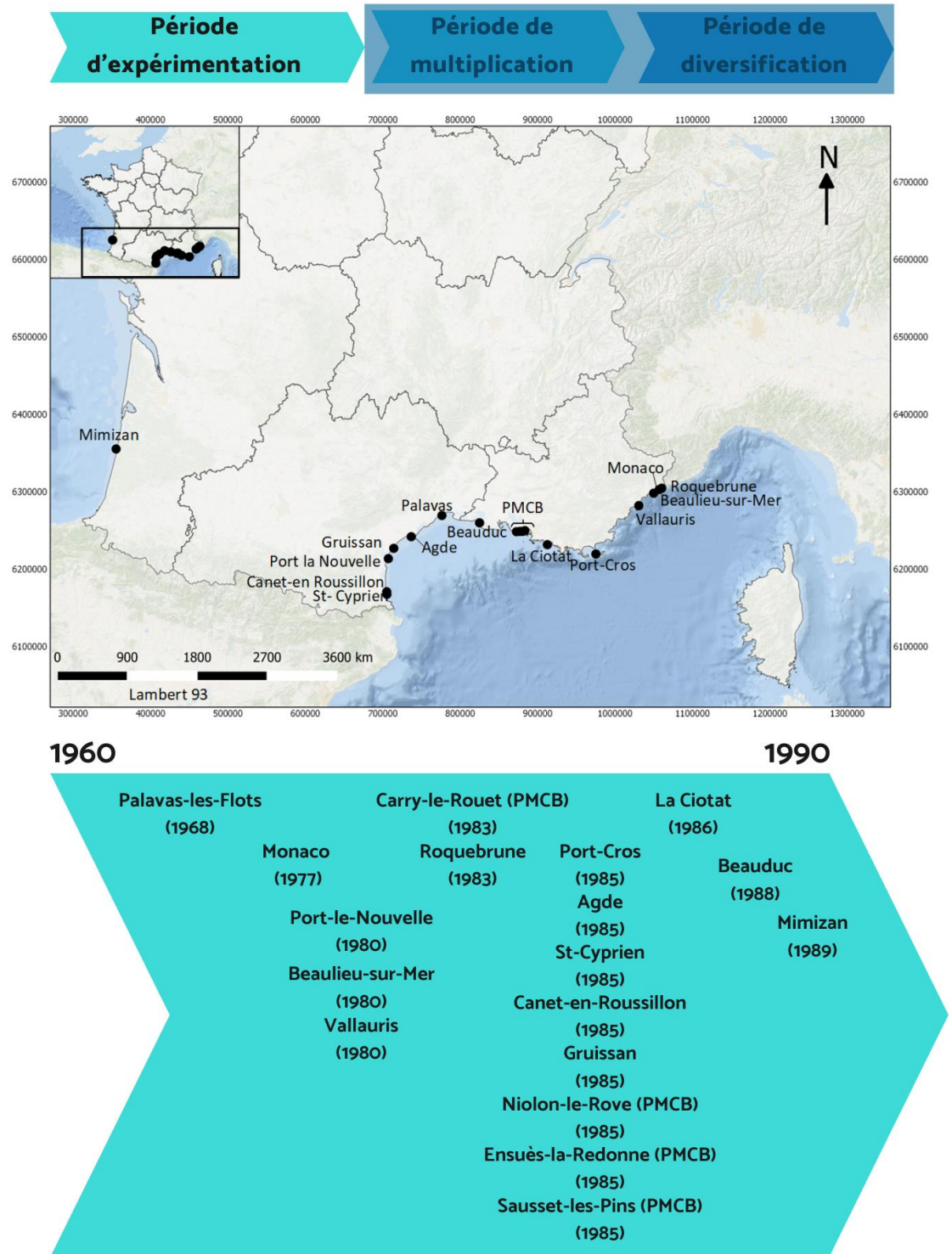


Figure 7 : Carte et chronologie des immersions de récifs artificiels pendant la période d'expérimentation en France

Les matériaux utilisés comme RA ont évolué au cours de cette période. Les premières immersions ont été réalisées avec de vieilles voitures (Palavas-les-Flots, 1968) ou des pneus usés (Mimizan 1989, Vallauris 1980). Puis des objets de récupération en béton ont été privilégiés comme des buses hydrauliques, des parpaings, des poteaux électriques, etc. (Cépralmar, 2015). A cette période, sont menés les premiers suivis biologiques et physiques des RA par l'Ifremer (Duval & Duclerc, 1985).

3.1.2. La deuxième période, 1990-2010 : multiplication des projets

Dans les années 1990-2000, le secteur de la pêche continue à faire face à une crise qui s'intensifie, avec une forte baisse des captures. Ceci confirme un phénomène d'exploitation totale ou de surexploitation des stocks de poissons qui perdure encore en 2020 : 75% des espèces sont surexploitées en Méditerranée, ce qui en fait, avec la mer Noire, l'espace maritime le plus exploité au monde (FAO, 1998, 2020).

D'autres RA sont alors immergés dans des proportions plus importantes. En profitant des résultats des suivis issus de la période d'expérimentation, les RA sont améliorés : des tapis anti-affouillement sont disposés sous les modules pour éviter qu'ils ne soient ensevelis et des filières flottantes sont ajoutées pour complexifier les RA existants. Des distinctions régionales dans leurs utilisations commencent à émerger. Ainsi, en Région Occitanie, c'est l'objectif de protection, notamment contre le chalutage illégal dans la bande des 3 milles nautiques, qui est privilégié, alors qu'en Région PACA, où le plateau continental est trop étroit pour être exploité par les arts trainants, c'est l'objectif de production qui est mis en avant (Ody, 1987 ; Barnabé *et al.*, 2000). Sur les autres façades maritimes métropolitaines, l'Atlantique et la Manche, le choix entre ces deux objectifs est moins évident et les deux objectifs coexistent sur un même site (Guichard, 1999 ; Bornens *et al.*, 2004).

Durant cette période, 23 nouveaux sites sont créés, répartis sur les 3 façades maritimes (Figure 8). Les récifs au large de Marseille, immergés en 2008, marquent un tournant dans l'utilisation des RA. L'élaboration de ce projet de RA, qui présente la plus grande superficie et le plus grand volume à l'échelle nationale, a réuni tous les acteurs du territoire côtier : pêcheurs professionnels et plaisanciers, scientifiques, Etat, collectivités, associations, citoyens-usagers. Le portage par une maîtrise d'ouvrage communale (la ville de Marseille) explique sans doute également l'importante concertation préalable qui a été menée. C'est dans ce cadre que la disposition, les formes et les matériaux des RA ont été étudiés. Pour la première fois, des RA vont être employés dans un objectif affiché de restauration écologique des fonds dégradés par les activités anthropiques (Ville de Marseille, 2014). Ces RA ont alors une double vocation : socio-économique (soutien à la pêche artisanale ainsi que le développement des activités de loisirs) et biologique (restauration, réhabilitation des fonctionnalités écologiques du milieu) (Bernard *et al.*, 1999). Ils sont véritablement utilisés comme des outils de gestion, à la fois des ressources et des usages entre les différentes activités maritimes (Bernard *et al.*, 1999).

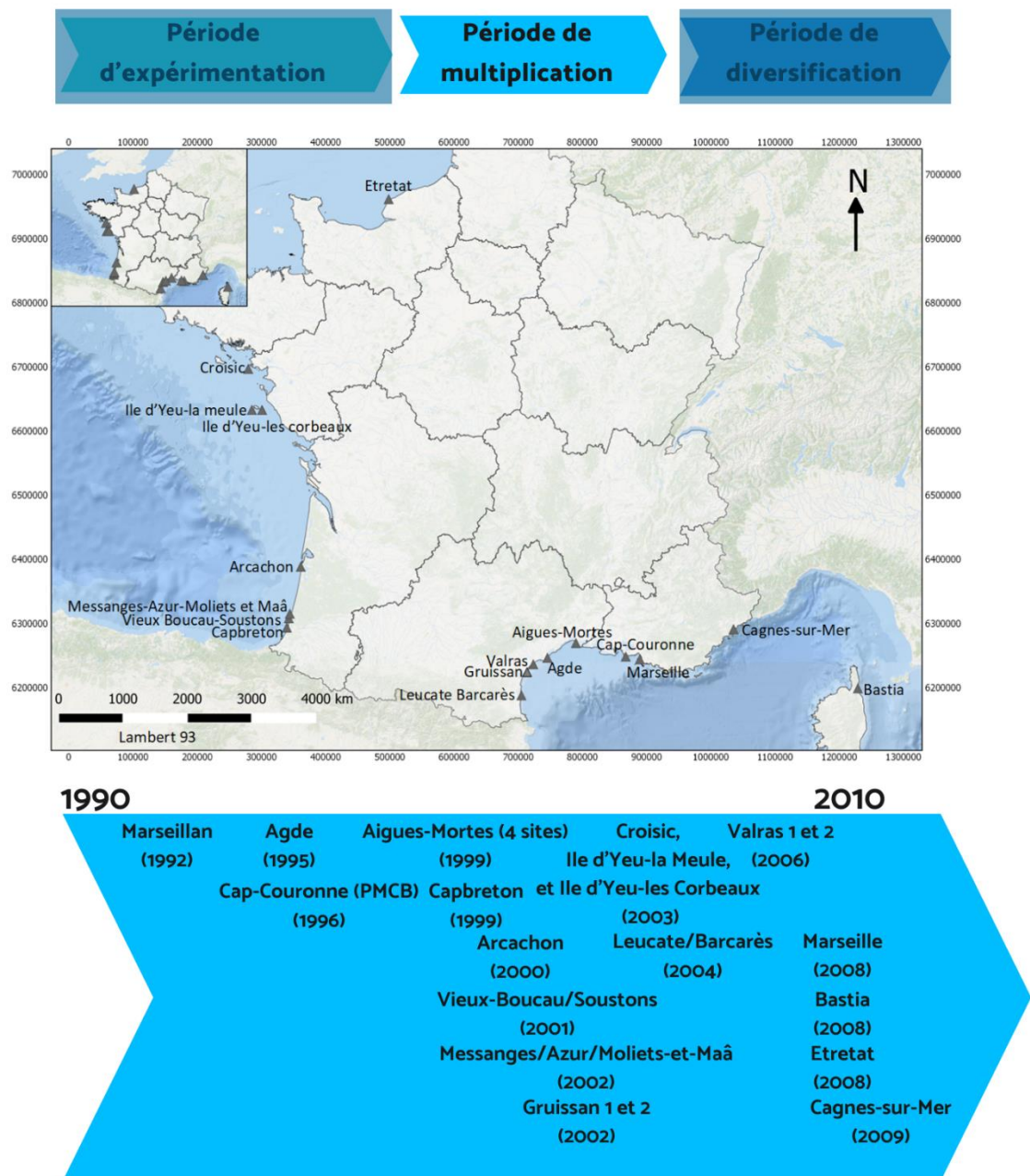


Figure 8 : Carte et chronologie des immersions de récifs artificiels pendant la période de multiplication en France

3.1.3. La troisième période, à partir de 2010 : diversification des objectifs

Après la mise en place des récifs de Marseille, les projets d'immersion se font plus rares. En cause, d'une part un manque de financements européens mais aussi la volonté de l'Etat d'encadrer plus strictement les nouvelles demandes d'immersion (dossier plus complexe, demande précise sur les mesures de gestion, provisionnement des fonds pour le retrait des RA en fin de concession, etc.) (DIRM, 2012). Mais les avancées technologiques et les préoccupations environnementales de plus en plus prépondérantes incitent les gestionnaires territoriaux à poursuivre l'immersion de RA mais avec de nouveaux objectifs (Figure 9).

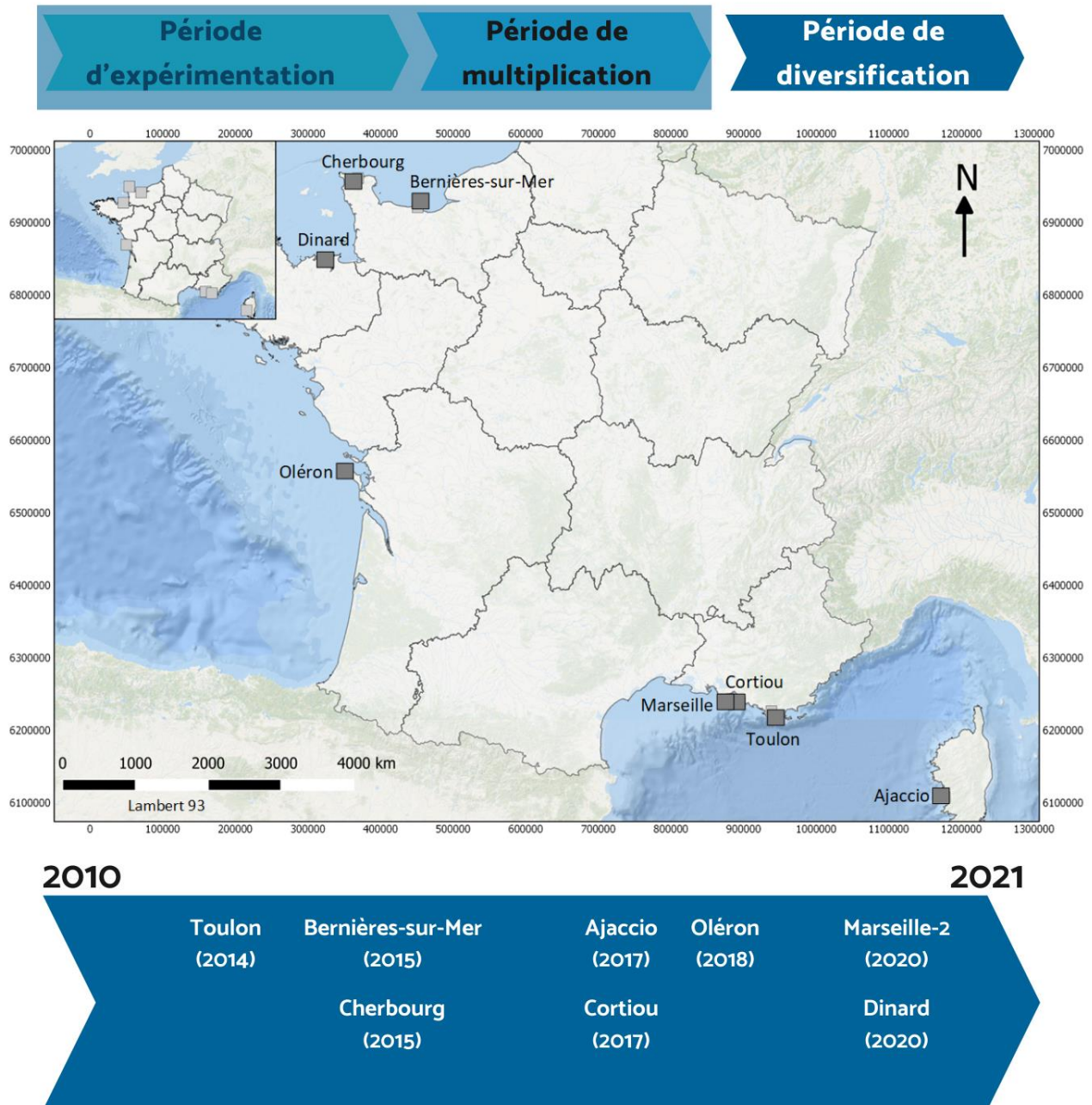


Figure 9 : Carte et chronologie des immersions de récifs artificiels pendant la période de diversification en France

Ainsi, à partir de 2010, les objectifs des RA se diversifient. Auparavant centrés sur le soutien à la pêche artisanale, ils sont maintenant utilisés comme outils de restauration, de compensation, de corridors écologiques, d'éco-conception, etc. Avec le développement de l'ingénierie écologique, les RA deviennent multi-usages : récifs de support de mouillage écologique, récifs de plongée loisir, récifs œuvres d'arts ou musée (Marseille 2 en 2020 et Cannes plus tard en 2021). Les infrastructures maritimes sont également optimisées pour développer des fonctions écologiques à la manière des RA (Pioc'h & Léocadie, 2017). Ce redéploiement s'accompagne d'un renouveau des recherches au niveau des matériaux et des formes des RA (Souche *et al.*, 2018). Des bétons coquillés, fibrés, fertilisés, recyclés ou bas carbone ainsi que de nouveaux types de moules accentuant la rugosité sont testés avec plus ou moins de succès (Souche *et al.*, 2018). La forme des RA est repensée avec l'application de l'impression 3D (Frau *et al.*, 2016). Cette

technologie permet, entre autres, de créer des cavités de différentes tailles et dans différentes orientations, qu'un système de moule classique rend impossible (Souche *et al.*, 2018). Pour compléter ces nouvelles approches, des études sont réalisées sur l'influence de ces « nouveaux matériaux » et « nouvelles formes » sur leur efficacité biologique (Riera *et al.*, 2018). Ces dernières applications, étant encore trop récentes (moins d'une dizaine d'années), il est difficile d'analyser leur efficacité et résistance sur le long terme. Toutefois, il a été démontré que, de tous les facteurs étudiés, le paramètre « rugosité » est prépondérant pour favoriser la colonisation des RA (Hayek *et al.*, 2020 ; Vivier, 2021).

3.2. Choix des zones d'implantation des récifs artificiels influencés par le contexte sociogéographique et écologique des territoires

La répartition du nombre de sites d'implantation de RA entre les trois façades maritimes françaises est très hétérogène. Quand la Méditerranée compte une trentaine de sites de RA en 2021, la Bretagne Nord et la Manche comptent en tout et pour tout quatre sites de RA et le Golfe de Gascogne neuf sites. Pour comprendre les raisons de cette hétérogénéité, nous allons tenter d'apporter un éclairage sur le contexte sociogéographique et écologique de ces territoires.

3.2.1. Les influences sociogéographiques

La distribution spatiale des RA peut s'expliquer, d'une part, par les caractéristiques morphologiques des côtes et, d'autre part, par les différentes cultures et stratégies des pêcheries déployées à l'échelle régionale. Examinons ces caractéristiques à l'échelle des trois régions maritimes.

En Méditerranée, les pêcheries sont historiquement organisées à l'échelle des communes littorales : les prud'homies. Celles-ci régulent, entre autres, les zones de pêches (Camilleri & Féral, 1996). Chaque prud'homie gère un territoire géographique précis, dans laquelle sa communauté peut pêcher. Actuellement, 33 prud'homies sont dénombrées en Méditerranée et donc autant de zones de pêches réglementées. Face aux différentes périodes de crise citées précédemment, ce sont toutes les prud'homies qui ont dû faire face à la baisse de la ressource. Par conséquent, chacune a sollicité directement sa commune pour bénéficier d'un soutien. Ainsi, de nombreuses communes ont porté des projets de RA. Ceci explique, en partie, le nombre important, de 36 sites de RA en Méditerranée et parfois sur des communes très proches.

En Manche et en Atlantique Nord, le contexte est totalement différent. D'une part, les pêcheries sont orientées vers une production mono-spécifique ciblant souvent une espèce « phare », comme la coquille St-Jacques, la sole ou les crustacés de manière générale (Leblond *et al.*, 2014). D'autre part, la Manche est un « cimetière » de navires de la seconde guerre mondiale remplissant un rôle de RA de façon involontaire. Notons que du côté des côtes bretonnes, les fonds rocheux offrent déjà un large spectre de substrats durs naturels, remplissant les fonctionnalités recherchées dans les RA. Le besoin de RA est ainsi logiquement moins manifeste sur cette façade.

Dans le Golfe de Gascogne, d'un point de vue économique, la zone est tournée vers l'ostréiculture avec deux bassins importants au niveau de Marennes-Oléron et Arcachon. Le sud du Golfe, quant à lui, est caractérisé par une bande côtière sableuse où la pêche au filet est privilégiée que ce soit par les professionnels comme par les pêcheurs amateurs. Contrairement à la Méditerranée, le Sud du Golfe de Gascogne n'abrite que trois grands ports de pêche pour un linéaire de 230 km de côte : Bayonne, Capbreton et Arcachon. La distribution du nombre de navires de pêche professionnelle est moins dense et moins sectorisée qu'en Méditerranée (528 navires, contre 1 280 navires actifs en Méditerranée

répertoriés en 2012 (Leblond *et al.*, 2014), offrant aux pêcheurs plus de latitude pour continuer à exploiter la ressource.

Il est intéressant de remarquer que ces spécificités ont eu une influence directe sur le nombre de sites d'immersion, selon un gradient positif Nord/Sud à l'échelle de la France (Tableau 2).

Tableau 2 : Les spécificités sociogéographiques des façades maritimes métropolitaines influençant la répartition du nombre de sites de RA

	Organisation des pêcheries locales	Types de pêches	Nature des côtes	Nombre de sites de RA en 2021
Manche	/	Caseyeur/ drague à coquilles/ chalutier	Falaise/rocheuse	4
Atlantique	/	Chalutier/fileyeur	Rocheuse/sableuse	9
Méditerranée	Prud'homies	Chalutier/fileyeur	Sableuse/Plateau continental étroit en PACA	37

3.2.2. Les spécificités écologiques guidant le choix des zones d'implantation de récifs artificiels

Le choix des zones d'implantation s'est également fait selon des critères écologiques guidant les techniques de pose (Nakamura, 1985). Les paramètres pris en compte sont prioritairement :

- la **nature du substrat** qui doit assurer la stabilité physique des RA,
- la **profondeur d'implantation**, permettant d'assurer les suivis scientifiques,
- la **proximité des zones écologiques** naturelles ou artificielles ainsi que l'orientation des courants afin de faciliter la colonisation naturelle des RA (Cépralmar, 2015).

Sur les trois façades maritimes, les habitats benthiques de substrat meuble constituent la majorité du plateau continental (DSF, 2019). Ils ont été cartographiés et répertoriés selon le référentiel européen EUNIS :

- En Manche, les habitats benthiques sont majoritairement constitués de sédiments grossiers : cailloutis, graviers et sables grossiers ;
- En Atlantique, les communautés benthiques sont plus diversifiées avec des zones de fond dur, sableux et vaseux mais avec de grandes étendues de sable fin à moyen et la présence de grandes vasières circalittorales (Blanchard *et al.*, 2008) ;
- En Méditerranée, les communautés benthiques sont très diversifiées et deux habitats remarquables sont recensés en mer : le coralligène et l'herbier de posidonies. Le coralligène est constitué principalement d'algues rouges encroûtantes et de gorgones (Boissery, 2014). L'herbier de posidonies occupe quant à lui 5% du plateau continental méditerranéen en domaine infralittoral (DSF, 2019). Cette espèce endémique constitue un habitat essentiel pour de nombreuses espèces en jouant le rôle de nurserie, alimentation ou de zone de frayères (Boissery, 2014). L'herbier participe à l'oxygénation des fonds et à la diminution de l'érosion des côtes en atténuant l'action des houles et des vagues (Boissery, 2014 ; DSF, 2019).

Ils offrent alors un large choix de **surfaces planes** d'implantation à proximité des côtes et à **de faibles profondeurs**. Ils répondent ainsi aux paramètres de stabilité et d'accessibilité recherchées, expliquant l'abondance de sites de RA implantés sur ces habitats (Tessier *et al.*, 2015a).

Le choix de la localisation précise de l'implantation de RA est ensuite guidé par le paramètre de proximité des **zones écologiques**. Dans certains, l'objectif de restauration d'un site en particulier impose de fait la localisation du site d'implantation. Par exemple, en Méditerranée, une régression des herbiers de posidonies, suite à de multiples facteurs (pollution, travaux d'aménagement portuaire, augmentation de la turbidité et des flux sédimentaires, etc.) a été constatée et en particulier autour des grandes villes portuaires (Boudouresque *et al.*, 2006). Ces zones dégradées, appelées mattes mortes, sont difficilement restaurables car l'herbier met longtemps à recoloniser le milieu de manière naturelle et la transplantation, pour qu'elle soit effective, nécessite entre autres des conditions environnementales adaptées et un milieu moins pollué (Boudouresque *et al.*, 2021). Les RA sont alors utilisés comme habitat de substitution afin de maintenir certaines fonctions écologiques que l'herbier procuraient.

Ce sont bien les combinaisons de ces critères sociogéographiques et écologiques qui ont guidé les maîtres d'ouvrage sur la localisation du site précis d'immersion de RA. Une fois ces derniers immergés, des mesures de gestion sont mises en place qui, elles aussi, peuvent varier d'un site à l'autre.

3.3. Mesures de gestion instaurées sur les sites de récifs artificiels

En France, l'immersion de RA est encadrée réglementairement par le code de l'environnement et le code de l'urbanisme. L'Etat octroie une portion du Domaine Public Maritime (DPM), propriété de l'Etat, sous forme de concessions qui sont attribuées pour une durée allant jusqu'à 30 ans pour mener son activité, et dans notre cas, l'immersion de RA. Le concessionnaire peut être aussi bien une collectivité territoriale, une organisation professionnelle, un institut scientifique ou un organisme privé (association, entreprise). L'Etat délègue ainsi la gestion du **site délimité dans le temps** (durée de concession) et **l'espace** (emprise géographique du site). Chaque concessionnaire mène ainsi sa propre gestion qui comprend notamment les mesures de suivi, les règles d'encadrement des usages et la surveillance.

Face aux différents objectifs et usages des sites de RA, plusieurs études ont permis de répertorier cinq grands groupes d'outils mis en place pour piloter leur gestion (Cépralmar, 2015 ; DIRM, 2012) :

- 1- la **concertation** avec les acteurs locaux,
- 2- l'**encadrement des usages** sur le site,
- 3- la **surveillance** *in situ* et la prévention des situations à risques,
- 4- la **communication** et la **sensibilisation** des acteurs locaux,
- 5- le **suivi des impacts** environnementaux et socio-économiques.

Ces outils de gestion sont décrits dans les paragraphes suivants avec une analyse par façade qui nous paraît incontournable pour bien appréhender l'hétérogénéité de leur application, intimement liée aux jeux d'acteurs, aux contraintes biophysiques et spatiales maritimes.

3.3.1. La concertation avec les acteurs locaux

La concertation est « *un mode de participation active à la prise de décision où les représentants de la société civile participent aux instances de décision* » (Raymond, 2009). Elle peut être formelle avec l'organisation de débats et d'enquêtes publiques ou informelles à l'initiative de chaque porteur de projet.

La gestion concertée fait, quant à elle, suite à la concertation initiée dans la phase de préparation et d'élaboration du projet d'immersion de RA. Le rôle de cette gestion concertée est de maintenir des échanges d'information réguliers entre les acteurs du territoire, de limiter et résoudre les conflits d'usages et de décider des actions de gestion à mettre en place (Cépralmar, 2015). Pour mener à bien une gestion concertée, l'Etat recommande depuis 2012, pour tout projet d'immersion, de disposer de trois organes décisionnels : un gestionnaire, un comité scientifique et une instance de concertation élargie à l'ensemble des acteurs concernés (Cépralmar, 2015 ; DIRM, 2012). Dans le cadre des RA en France, ces recommandations n'étant pas rétroactives, l'ensemble des sites de RA ne répondent pas forcément à ces recommandations. Nos travaux ont permis de démontrer qu'en moyenne, pour les trois façades : 59% des sites aménagés en RA ont défini un gestionnaire, 30% un comité scientifique et 29% ont mis en place une instance de concertation (Tableau 3).

Tableau 3 : Synthèse des mesures de concertation mises en place sur les RA de France (Annexe 1)

	Manche	Atlantique	Méditerranée	Moyenne
Gestionnaire	50%	56%	73%	59%
Comité scientifique	50%	11%	29%	30%
Instance de concertation	25%	44%	19%	29%

3.3.2. L'encadrement des usages

L'encadrement des usages est défini selon les objectifs initiaux. Les outils d'encadrement des usages sont plus ou moins restrictifs, ici classés du plus au moins coercitif (Tableau 4) :

- interdiction des usages extractifs et ludiques par arrêté préfectoral,
- interdiction de pêche par arrêté ministériel,
- jachère par décision de la concertation large,
- charte d'utilisation par décision de l'instance de concertation.

Notons ici que, selon l'objectif du projet, certaines réglementations sont fortement recommandées. C'est le cas par exemple de la période de jachère de 2 à 5 ans (interdiction de tout usage) pour un site de RA à but de production, afin que la faune ait le temps de s'installer (Cépralmar, 2015). Les RA peuvent aussi être intégrés à une gestion plus large telles que les Aires Marines Protégées (AMP) sous forme de réserve, de zone Natura 2000 ou de Parc Marin.

Tableau 4 : Synthèse des encadrements des usages mis en place sur les RA de France (Annexe 1)

	Manche	Atlantique	Méditerranée	Moyenne
Interdiction des usages extractifs et ludiques	50%	100%	40%	63%
Interdiction de pêche	75%	100%	51%	75%
Jachère	0%	0%	0%	0%
Charte	0%	33%	11%	15%
Intégration dans une gestion plus large	0%	11%	99%	36%

Ce recensement, mené sur les trois façades, permet de conclure que la charte et la jachère ne sont pas les outils privilégiés pour l'encadrement des usages et ce, quelle que soit la façade. Par contre, nous constatons que les usages sont principalement encadrés par des interdictions, qui sont prises par des arrêtés préfectoraux ou ministériels. Ces interdictions sont en effet souvent exigées par l'Etat lors des instructions des dossiers d'immersion par les DREAL, avec avis de la DIRM et de l'OFB, notamment pour des raisons de sécurité maritime.

3.3.3. La surveillance et la prévention des risques

La **surveillance** est un outil essentiel de gestion afin de s'assurer du respect des mesures d'encadrement des usages. La surveillance est adaptée à la fréquentation du site. Un **balisage** peut être nécessaire en cas de forte fréquentation, accompagné d'un contrôle par **patrouille** qui peut renforcer la surveillance de la zone, en appui aux services maritimes classiques (police, gendarmerie, affaires maritimes). Les usagers peuvent être impliqués à la **surveillance du site de manière bénévole**. Enfin, il est également possible depuis quelques années de mettre en place une veille par dispositif de localisation satellite, qui permet de suivre la fréquentation du site (pour des navires de plus de 10 m, équipés du système AIS). Ces différentes mesures peuvent être définies lors des commissions nautiques locales² par les acteurs locaux qui s'y concertent afin de donner leur avis en amont du projet, au titre de la mission de prévention des risques en mer. Le balisage est une mesure coûteuse qui nécessite un investissement de départ et de l'entretien régulier. Pour cela, il est peu déployé sur les trois façades (Tableau 5).

Tableau 5 : Synthèse des mesures de surveillance mises en place sur les RA de France (Annexe 2)

	Manche	Atlantique	Méditerranée	Moyenne
Balisage	75%	11%	38%	41%
Patrouille	0%	0%	27%	9%
Surveillance bénévole	0%	0%	24%	8%

En Méditerranée, les activités côtières de plaisances et récréatives sont très importantes pendant la période estivale rendant la présence de patrouilles nécessaire pour faire respecter les interdictions (27% des sites).

3.3.4. La communication et la sensibilisation des acteurs locaux

La **communication** regroupe les actions visant à diffuser les règles d'encadrement des usages et les résultats des suivis. Elle s'adresse aussi bien aux usagers qu'aux administrations concernées. La communication concerne aussi le domaine de la recherche. Afin de mutualiser les enseignements et les connaissances, les résultats des suivis sont amenés à être diffusés à une échelle interrégionale, nationale voir internationale sous forme de publications ou de participations à des conférences.

La **sensibilisation**, quant à elle, regroupe les actions de diffusion de connaissances à destination du grand public. Les données scientifiques sont ainsi vulgarisées sous forme de débats, sites internet, conférences, posters, films, jeux, etc. Des animations auprès des scolaires contribuent de plus en plus à cette sensibilisation via une pédagogie à l'environnement croissante grâce aux CPIE, associations et réseau d'aquarium nationaux (Tableau 6).

² réunion d'information auprès des usagers de la mer sur les modalités et les équipements destinés à assurer la sécurité en mer.

Tableau 6 : Synthèse des actions de communication et sensibilisation mises en place sur les RA de France (Annexe 2)

	Manche	Atlantique	Méditerranée	Moyenne
Communication	75%	56%	51%	61%
Sensibilisation	25%	56%	22%	34%

Selon notre recensement, les actions de communication sont menées sur plus de la moitié des sites de RA en France (61%), tandis que la sensibilisation est un peu moins développée (34%).

3.3.5. *Les suivis biologiques et socio-économiques*

L'objectif des suivis est d'apporter des données nécessaires à l'évaluation de la performance des sites aménagés en RA et de vérifier qu'ils répondent à leurs objectifs initiaux. Sur cette base, six différents types de suivis ont été proposés par Cépralmar (2017) :

- 1- suivi de la structure 3D et la qualité des fonds,
- 2- suivi ichtyologique,
- 3- suivi de la faune et de la flore fixées,
- 4- suivi halieutique,
- 5- suivi des activités développées autour des RA,
- 6- suivi de l'environnement naturel.

Ces six types de suivis font appel à des méthodologies différentes, dont les coûts varient fortement, ainsi qu'à des compétences très diversifiées. Selon la façade maritime, leur application est inégale, comme le montre le Tableau 7. En Méditerranée, le manque de précision sur les suivis réalisés sur l'ensemble des sites répertoriés n'a pas permis d'établir de statistiques (marqué NA dans le tableau).

Tableau 7 : Synthèse des suivis mis en place sur les RA de France (Annexe 2)

Type de suivi	Méthode de suivi	Manche	Atlantique	Méditerranée
Suivi de la structure 3D et la qualité des fonds	Mesure manuelles	100%	55%	59%
Suivi ichtyologique	Comptages poissons/acoustique	100%	55%	59%
Suivi de la faune et de la flore fixées	Inventaire semi-quantitatif/Quadrats photo/Grattages	66%	44%	NA
Suivi halieutique	Débarquements et enquêtes auprès des pêcheurs	0%	33%	NA
Suivi des activités développées autour des RA	Enquêtes auprès des usagers/Sémaphore /Survol	0%	22%	NA
Suivi de l'environnement naturel	Bathymétrie/Sédiment /Benthos de substrat meuble/Milieus naturels sensibles	0%	22%	NA

Ces suivis, bien qu'extrêmement utiles, ne sont toutefois pas rendus obligatoires légalement par l'Etat, sauf mention contraire expresse dans la convention d'utilisation de la concession. Ce dernier point sera débattu plus avant dans nos travaux de recherche. La mise en place des suivis nécessaires à l'évaluation est très différente, d'un site à l'autre et d'une façade à l'autre. Ce point nous apparaît à explorer pour mieux appréhender la performance des RA en France.

3.4. L'évaluation de la performance des récifs artificiels en France est-elle possible ?

Dans cette partie, nous nous intéressons plus particulièrement à l'évaluation des RA en France, afin de faire le lien entre les caractères spécifiques de chaque site et les performances des RA.

3.4.1. *La performance en tant qu'objet d'évaluation pour justifier de l'intégration des récifs artificiels dans des politiques publiques d'aménagement du territoire*

En France, les projets de RA mobilisent de nombreux acteurs du territoire pour s'assurer de la compatibilité des immersions avec l'utilisation du Domaine Public Maritime (DREAL, DDTM, DIRM), pour vérifier l'acceptation du projet par les usagers (pêcheurs professionnels, plongeurs, plaisanciers, industriels, gestionnaires d'infrastructure portuaire, etc.) et de leur impact sur l'environnement (OFB, experts scientifiques, bureaux d'études). De plus, les immersions de RA sont coûteuses avec des budgets qui varient entre 0,5 et 5,3 millions d'euros en fonction du volume immergé et des types de RA déployés (Cépralmar, 2015). Ces financements proviennent majoritairement des fonds publics des Communes, des Départements, des Régions ou de l'Europe (FEDER, FEP). L'utilisation de ces fonds publics rend l'évaluation nécessaire, voir tout à fait obligatoire, afin de rendre compte de l'intégration des RA dans les politiques d'aménagement du territoire.

L'évaluation provient d'une volonté de **mesurer les résultats des changements** obtenus par la mise en place d'un aménagement (Levrel, 2006). Elle est aussi bien un vaste domaine de recherche et d'études pluridisciplinaires (sciences de gestion, économie, géographie, sciences politiques, écologie...) qu'une pratique institutionnalisée (en milieu scolaire et dans le monde du travail de manière générale). Elle permet de produire des connaissances, d'apprécier la valeur du changement et de mesurer la performance (Mvie *et al.*, 2016 ; OCDE, 2019). La notion de **performance** est un terme qui est apparu en sciences de gestion il y a plus d'un siècle avec le développement de l'industrie puis à travers l'évaluation des entreprises et des organisations (Salgado, 2013). Elle se rapporte aussi bien à un résultat (dans une perspective concurrentielle, réalisation des objectifs, logique de comparaison), qu'à une action (processus mis en œuvre pour l'obtention des résultats) voir une réussite (performance synonyme de succès, triomphe) (Pesqueux, 2004). Dans le cadre d'évaluation de gouvernance territoriale, la performance peut se rapporter à « *l'efficacité des projets développés dans le cadre de la stratégie territoriale commune (notamment s'il y a atteinte totale, partielle ou très restreinte des objectifs initiaux)* » (Michaux, 2011).

Ainsi, l'évaluation des politiques d'aménagement est proposée comme un **outil d'aide à la décision** qui va vérifier l'atteinte des objectifs initiaux des RA (production, protection, récréatif et éco-fonctionnel) ou la réalisation des résultats attendus (que nous définirons, ci-après, comme les critères de succès). **L'objet de l'évaluation** de politique publique d'aménagement est alors la **performance** des RA au regard de leur capacité à atteindre les objectifs fixés et des services rendus (Bourguignon, 2000 ; La Villarmois, 2001 ; Gademar *et al.*, 2012 ; Hamadmad, 2017).

3.4.2. Les étapes de l'évaluation adaptées aux récifs artificiels

Les étapes de l'évaluation des RA ont été définies par Seaman & Jensen (2000) et reprises par Claudet (2006). A partir d'un « objectif général », décliné en objectifs spécifiques, puis en critères de succès, des suivis sont mis en place permettant d'acquérir des données en vue d'être synthétisées pour l'évaluation de l'objectif (Figure 10).

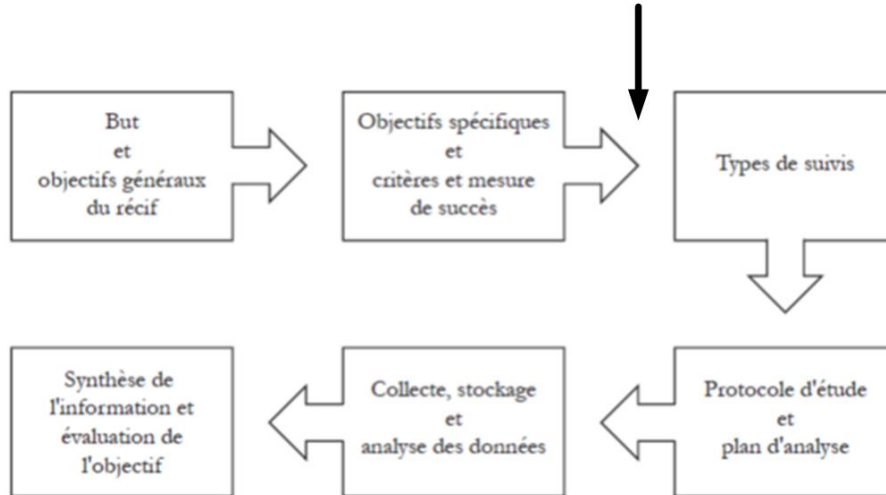


Figure 10 : Schéma des étapes de l'évaluation selon Claudet (2006), inspiré de Seaman et Jensen (2000)

Cette approche ne nous paraît pas assez précise pour définir une méthodologie spécifique à l'évaluation de la performance des RA. Pour vérifier l'atteinte des objectifs, nous proposons d'ajouter des indicateurs, correspondants à « *des variables ou ensemble de variables ayant pour objet de mesurer un état ou une évolution* » (Bavoux & Chapelon, 2014). Ces indicateurs rendront compte des résultats des RA et seront comparés aux critères de succès définis initialement (Figure 11).

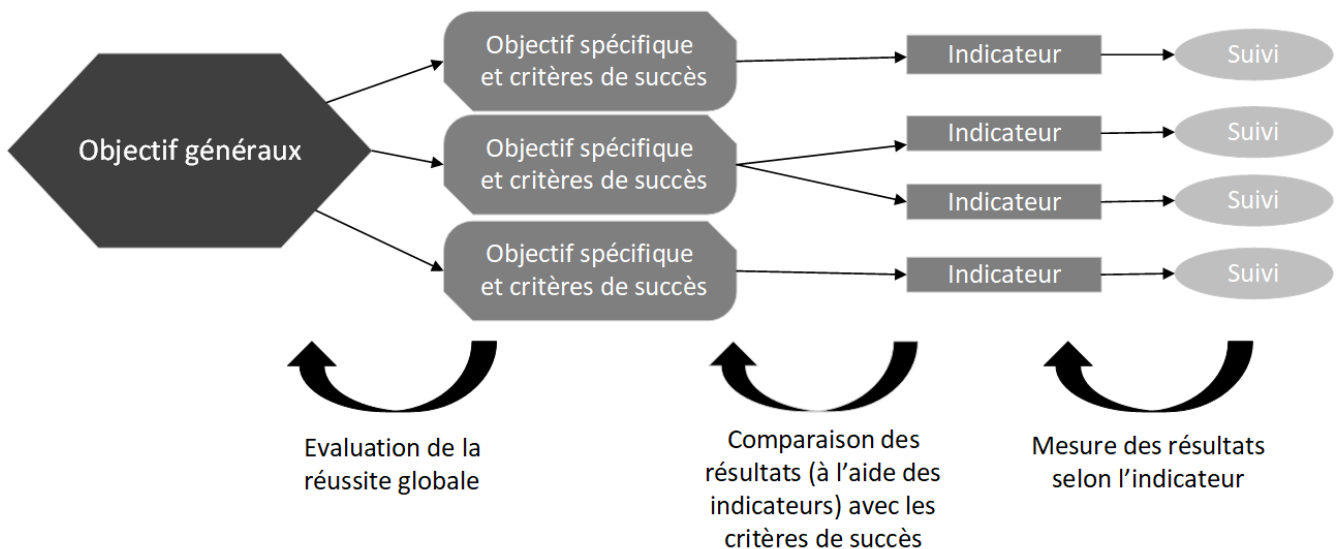


Figure 11 : Schéma du processus d'évaluation des RA (adapté de Seaman & Jensen, 2000 et Claudet, 2006).

Cette nouvelle méthodologie permettrait aux gestionnaires en charge du pilotage de sites de RA de disposer d'un tableau de bord « command & control » pour identifier ce qui a fonctionné, ce qui n'a pas encore été atteint ou ce qui a échoué, de manière ciblée et précise. L'évaluation de la performance globale serait ainsi la combinaison des résultats de chaque objectif spécifique.

Pour mener à bien cette évaluation, les critères de succès doivent être définis en amont. Cette étape est primordiale et permet de déterminer le niveau de performance sociale ou/et écologique à atteindre. Ils correspondent aux résultats attendus exprimés de manière quantitative ou qualitative.

Pour illustrer cette démarche, prenons comme exemple l'objectif général des RA de « production », et voyons les déclinaisons en « Objectifs spécifiques » et « critères de succès » qui peuvent y être associés (Tableau 8).

Tableau 8 : Exemple de déclinaison d'objectifs spécifiques et critères de succès pour l'application de la méthodologie d'évaluation pour un objectif général de production de RA

Objectif général	Objectif spécifique	Critère de succès	Indicateur	Suivi (protocole standardisé)	Métrique
Production	Présence d'espèces à valeur marchande (bar, daurade royale)	Présence annuelle de bar et la daurade royale	Présence/absence	Comptage mensuel	oui-non
	Augmentation de la biomasse de poisson	+ 25%	Biomasse	Pêche, plongée reconnaissance visuelle taille-poids	kg
	Augmentation de débarquement de sparidés au port local	+10% de débarquement	Abondance	Fiche de débarquement	nombre d'individus débarqués

Tout d'abord, l'**objectif général** de « production » peut être décliné en de nombreux **objectifs spécifiques** qui permettent de préciser cet objectif général et sont définis en fonction des attentes des parties prenantes : présence d'espèces à valeur marchande (bar, daurade royale), augmentation de la biomasse de poisson, etc.

De chaque **objectif spécifique** découle un ou plusieurs **critères de succès**, selon si l'objectif spécifique est très précis ou non. Par exemple, le premier objectif spécifique décrit ci-dessus, pourrait induire des critères de succès comme :

- La présence **annuelle** de bar et de daurade royale sur les RA (donné en exemple dans le tableau) ;
- Le nombre d'espèces halieutiques supérieur par rapport aux espèces non marchandes sur les RA ;
- Le taux de capture de bar et daurade plus élevé sur les RA, qu'en dehors des zones de RA.

Ces **critères de succès** sont ensuite traduits en **indicateurs** qui vont servir à mesurer les résultats. A chaque critère de succès correspond un indicateur car ils doivent pouvoir être comparés à la fin de l'évaluation.

Enfin, des **suivis**, à l'aide de protocoles standardisés, sont établis afin d'acquérir les données nécessaires aux mesures des **indicateurs**.

3.4.3. Les étapes de l'évaluation des récifs artificiels de France métropolitaine : deux points de ruptures

Depuis 50 ans que les RA sont implantés en France, l'évaluation de leurs performances reste rare ou partielle, ce qui n'est d'ailleurs pas une spécificité française mais un constat à l'échelle mondiale (Baine, 2001 ; Ramos *et al.*, 2008 ; Véron *et al.*, 2008 ; Tessier *et al.*, 2015a). Ce constat peut s'expliquer par deux points de rupture dans les étapes de l'évaluation (Figure 12) :

- 1- l'absence d'objectifs spécifiques et de critères de succès,
- 2- l'absence de suivis socio-économiques.

En appliquant les étapes de l'évaluation aux RA, seuls deux éléments apparaissent clairement : les objectifs généraux et les suivis biologiques, créant deux points de rupture dans la chaîne d'évaluation.

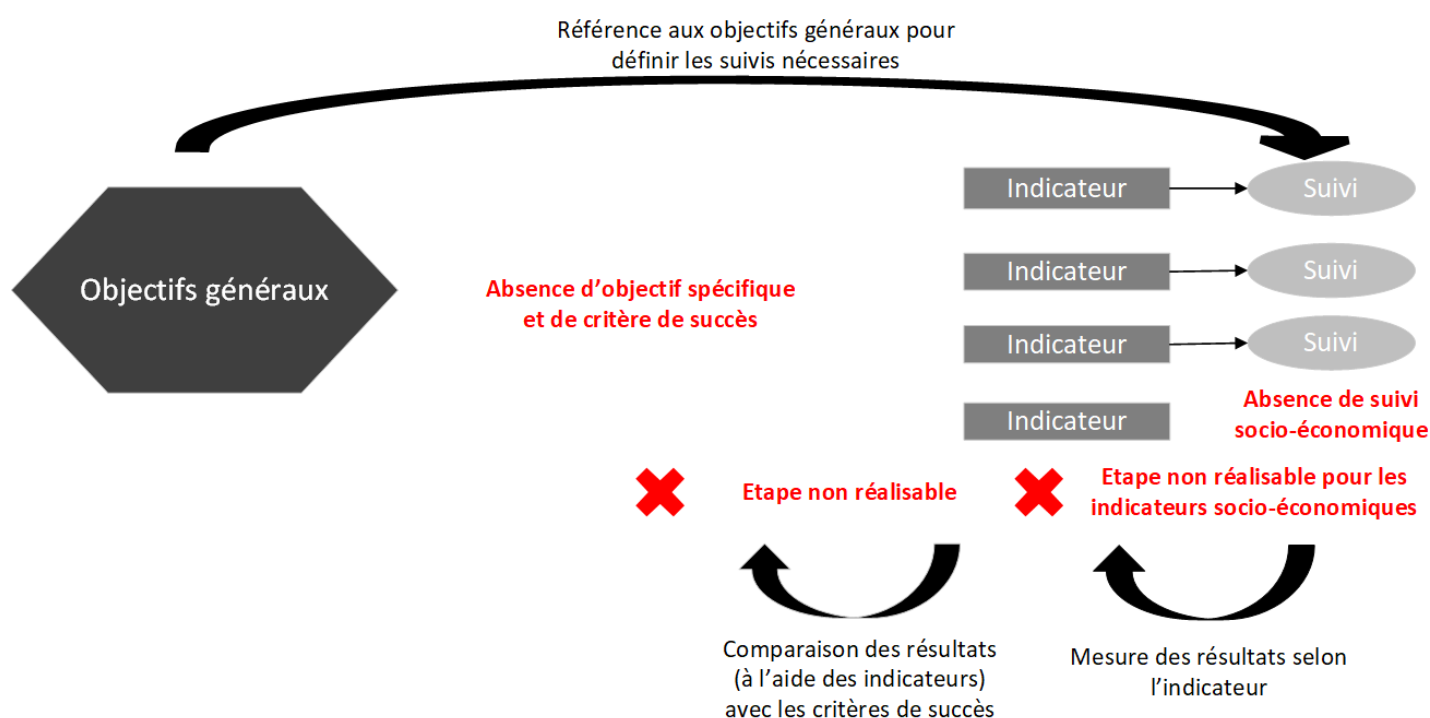


Figure 12 : Schéma des deux points de rupture dans les étapes d'évaluation des RA de France métropolitaine

L'absence de déclinaison de l'objectif général en **objectifs spécifiques et critères de succès** crée le **premier point de rupture**, rendant impossible l'évaluation. En effet, le point clé est la comparaison des critères de succès avec des indicateurs de résultats. Sans la définition de ces critères de succès, aucune comparaison n'est possible. D'ailleurs, notre étude bibliographique des RA de France métropolitaine n'a permis de recenser qu'un seul projet de RA avec un critère de succès quantitatif : l'augmentation de 30% de biomasse (Projet Marineff, 2021, site de Cherbourg).

En l'absence d'objectifs spécifiques et de critères de succès, il est difficile de définir quels sont les types de suivis nécessaires à mettre en place. Cependant, à partir des objectifs généraux, nous pouvons définir les grands champs d'étude auxquels ces suivis devraient se rapporter :

- l'objectif de production ferait appel aux champs de la biologie et de l'économie,
- l'objectif de protection ferait appel aux champs de la sociologie (gestion des conflits, acceptabilité des règles d'usages) et de la physique (résistance des matériaux),
- l'objectif éco-fonctionnel ferait appel au champ de l'écologie,
- l'objectif récréatif ferait appel aux champs de l'économie, de l'écologie et de la sociologie (interaction entre usagers).

Si les suivis biologiques, écologiques et physiques sont régulièrement mis en place, la dimension **socio-économique** est souvent oubliée (Milon *et al.*, 2000 ; Ramos *et al.*, 2007 ; Lee *et al.*, 2018). Cette absence crée le **deuxième point de rupture**.

Nous avons vu jusqu'ici quelles sont les spécificités de chaque site de RA en France (périodes d'immersion, contextes sociogéographiques et écologiques et mesures de gestion). Puis, nous avons examiné la possibilité d'évaluer la performance des RA afin de faire émerger les liens entre leurs spécificités et leurs résultats. En conclusion, nous avons compris que cette évaluation sur l'ensemble des sites n'était pas réalisable du fait de l'absence d'objectifs spécifiques, de critères de succès et de suivis socio-économiques.

De nouvelles utilisations des RA, en tant qu'outil de restauration écologique ou récréatif commencent à émerger. Il devient alors primordial d'évaluer la performance socio-écologique de ces outils d'aménagement afin de rendre compte de leurs réelles efficacités.

4. Problématique et hypothèses de recherche

Notre problématique s'inscrit dans ce renouveau d'expansion des projets de réparation des dégradations anthropiques sur la biodiversité avec l'emploi de RA, en France métropolitaine, en réponse à de fortes attentes des aménageurs et gestionnaires des fonds marins actuels et futurs. Dès lors, **comment dans un contexte de pilotage des territoires marins côtiers, évaluer la performance socio-écologique de l'outil d'aménagement récif artificiel ?**

Cette problématique fait face à plusieurs constats issus de l'analyse de l'état de l'art dressé précédemment (social et écologique) :

- **Constat 1.** L'évaluation de la performance des RA autour d'enjeux sociaux et écologiques n'est actuellement pas possible ;
- **Constat 2.** Il n'existe pas de cadre d'analyse de la performance sociale des RA ;
- **Constat 3.** Même si le cadre d'analyse de la performance écologique des RA existe, il est peu appliqué dans la durée ;
- **Constat 4.** Il n'y a pas de réflexion sur une possible relation entre la performance sociale et écologique des RA.

L'ensemble de ces constats participe à maintenir un flou quant à la performance socio-écologique réelle des RA entraînant des mauvais usages ou des controverses freinant une application efficace.

4.1. Trois hypothèses de recherche

Dans un contexte d'expansion future des RA en France, nous allons tenter de déterminer quelles sont les performances socio-écologiques des RA actuels. Pour cela, il est nécessaire de définir une méthodologie d'évaluation globale des RA qui tienne compte des spécificités de chaque site et de leurs différents objectifs généraux. Pour cela, nous proposons trois hypothèses de travail :

Hypothèse 1 : Décalage entre les attentes réelles et les objectifs généraux.

Pour répondre au constat 1, il est nécessaire de comprendre comment et pourquoi les points de rupture (absence d'objectifs spécifiques, de critères de succès et de suivis socio-économiques) dans les étapes de l'évaluation sont apparus.

De ce fait, notre première hypothèse est que les objectifs généraux, énoncés lors des immersions de RA (production, protection, récréatif, éco-fonctionnel), ne reflèteraient pas les réelles attentes de l'ensemble des parties prenantes du projet. Ce décalage entre les attentes réelles et les objectifs généraux expliquerait pourquoi les gestionnaires ou concessionnaires n'arrivent pas à définir les objectifs spécifiques qui en découlent.

Nous traiterons cette hypothèse en Partie 1.

Hypothèse 2 : Emploi de l'analyse des réseaux pour définir des indicateurs de performance sociale et écologique.

Pour répondre aux constats 2 et 3, nous proposons d'employer le cadre de l'analyse des réseaux pour définir des indicateurs de performance sociale et écologique permettant de mesurer les effets des RA.

L'immersion de RA correspond, dans la plupart des cas, à une introduction d'un substrat différent de celui d'origine. Ce nouvel habitat induit des modifications pour la faune et la flore marine du milieu étudié. Nous posons comme sous-hypothèse que l'immersion de RA induirait une modification structurelle et fonctionnelle de l'ensemble du réseau écologique par effet de répercussion d'un groupe trophique à un autre, des bas niveaux trophiques vers les hauts niveaux (*bottom-up*) et inversement (*top-down*). Afin de proposer une analyse globale prenant en compte aussi bien l'aspect écologique que sociologique, une sous-hypothèse similaire est formulée pour la modification du réseau d'acteurs. En effet, les RA sont immergés par un groupe d'acteurs initiaux qui sont intéressés par le projet. Une fois immergés, d'autres acteurs, tels que les scolaires, les plongeurs de loisirs, pourraient être attirés par ce nouvel outil et à l'inverse des acteurs initiaux pourraient s'en désintéresser (financeurs, pêcheurs). Nous posons comme seconde sous-hypothèse que l'immersion de RA induirait une modification structurelle et fonctionnelle de l'ensemble du réseau d'acteurs.

La combinaison de ces deux sous-hypothèses nous amène à proposer comme seconde hypothèse que le cadre d'analyse des réseaux peut permettre de définir des indicateurs de performance sociale et écologique des RA.

Nous traiterons de cette hypothèse en partie 2. Le chapitre 1 de cette deuxième partie, se focalisera sur l'analyse des réseaux d'acteurs tandis que le chapitre 2 se concentrera sur l'analyse du réseau écologique.

Hypothèse 3 : Proposition d'évaluer les performances socio-écologiques des RA à l'aide d'un cadre innovant issu de l'analyse des systèmes socio-écologiques.

Pour répondre aux constats 1 et 4, nous posons comme troisième hypothèse, qu'il serait possible d'évaluer les performances socio-écologiques des RA à l'aide d'un cadre innovant issu de l'analyse des systèmes socio-écologiques. Ces systèmes, qui regroupent les systèmes de gouvernance, de ressource, d'unité de ressource, d'acteurs, de résultats et leurs interactions, permettraient d'initier une réflexion sur les relations entre les performances sociales et écologiques et d'identifier des facteurs favorisant la performance des systèmes.

4.2. Cadre scientifique d'analyse et méthodologies choisies

Tout en étant bien ancré dans le **champ disciplinaire de la géographie**, notamment des questions d'aménagement des territoires, qui vise à étudier la relation de l'homme à son environnement, nous avons choisi des outils empruntés **aux sciences sociales** et **du vivant** adaptés à notre sujet de recherche. En effet, afin de décrire le système complexe qui se forme autour des RA, le cadre d'analyse choisi est celui des socio-écosystèmes. Celui-ci intègre l'humain en tant que partie prenante du système et permet de rendre compte des interactions entre la dimension sociale et écologique qui est une des finalités principales de la géographie de l'environnement. Pour chaque dimension, sociale et écologique, plusieurs méthodes et théories sont mobilisées dans nos travaux afin d'offrir une étude écosystémique, mieux adaptée pour répondre à cette question d'aménagement efficace d'un territoire marin côtier, par essence complexe (multi-usage, multi-acteur, multi-conflictuel).

Tout d'abord, nous utiliserons pour l'analyse de la dimension sociale des RA la **théorie de la traduction** (Callon, 1986 ; Latour, 1987), issue de la **sociologie des organisations** et des outils issus de l'analyse des **réseaux d'acteurs** (Social Network Analysis ; Wasserman & Faust, 1994).

La dimension écologique, quant à elle, sera étudiée à travers une approche holistique des **relations trophiques**, issue du champ de la conservation des milieux appliqués au milieu marin et à la gestion des stocks halieutiques (Trites *et al.*, 1999).

Pour rendre compte de la performance sociale et écologique, nous nous inspirerons de méthodes issues de la géographie de l'environnement et de la planification maritime intégrée (Marine Spatial planning). Nous nous inspirerons notamment de la Méthode d'Évaluation Rapide de la Compensation des Impacts écologiques, MERCIe (Mechin & Pioch, 2016 ; Pioch *et al.*, 2018). Cette **méthode biophysique** permet d'évaluer rapidement l'état du milieu avant et après impact.

Enfin, le cadre **d'analyse des systèmes socio-écologiques** et la théorie de la gestion des communs d'Ostrom (2007 ; 2009) seront utilisés afin de déterminer les facteurs favorisant la performance socio-écologiques des systèmes formés autour des RA.

Ces différents angles et cadres d'analyses nous paraissent bien adaptés pour apporter des résultats pertinents en réponse à notre problématique et les trois hypothèses de nos travaux de géographe, aménageur de l'espace, comme le synthétise le schéma de la Figure 13.

Dans un contexte de pilotage des territoires marins côtiers, comment évaluer la performance socio-écologique de l'outil d'aménagement récif artificiel ?

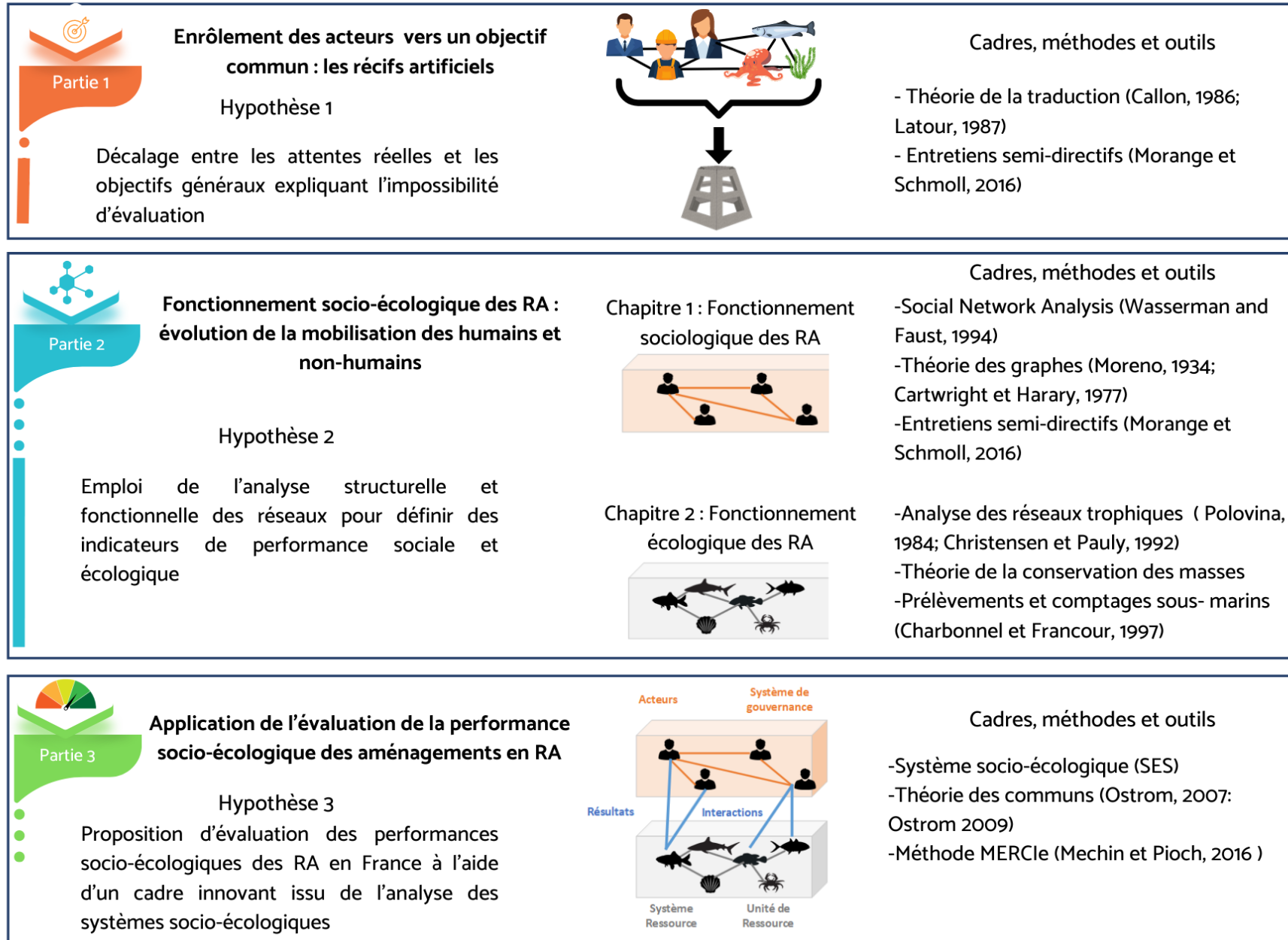


Figure 13 : Logique de la démarche scientifique suivie et des cadres d'analyses utilisés pour répondre à la problématique d'évaluation de la performance socio-écologique des RA

4.3. Plan du mémoire : logique des travaux de recherche

Afin de répondre à notre problématique d'évaluation de la performance socio-écologique de l'outil d'aménagement RA dans un contexte de pilotage des territoires marins côtiers, nous avons séquencé nos travaux de recherche en trois parties constitutives de notre mémoire de thèse (Figure 14).

Dans la partie 1, nos travaux de recherche analyseront les leviers d'actions et les raisons qui ont conduit les acteurs à se mobiliser pour immerger des RA. Le réseau d'acteurs à l'origine des immersions se forme à partir des intérêts de chaque acteur. Les attentes socio-écologiques des RA seront ainsi révélées et des objectifs spécifiques ainsi que leurs critères de succès proposés. Nous tenterons alors de répondre à l'hypothèse 1, selon laquelle il existerait un décalage entre les attentes réelles et les objectifs initiaux.

Dans la partie 2, les travaux sont divisés en deux parties de manière symétrique et analogue : l'analyse du réseau d'acteurs et l'analyse du réseau écologique, permettant d'apporter des éléments en réponse à notre hypothèse 2 en proposant des indicateurs sociaux et écologiques adaptés à l'évaluation de la performance des RA.

Le réseau d'acteurs humains sera modélisé en s'appuyant sur l'analyse de réseaux sociologiques (Eloire *et al.*, 2011). A partir des flux d'information, monétaire, technique et humain, les réseaux des périodes d'initiation (construction du projet), de mise en place et de gestion des RA (actuelle) seront modélisés. Pour décrire ces réseaux, des indicateurs seront utilisés (densité, degré de centralité, etc.). L'objectif de cette partie est d'analyser les modifications structurelles et fonctionnelles engendrées par l'immersion de RA. En comparant le nombre d'acteurs impliqués, la structure du réseau et les rôles des acteurs des différentes périodes, il sera possible de faire ressortir les propriétés inhérentes des réseaux d'acteurs de RA.

De manière symétrique au réseau d'acteurs, le réseau écologique sera également modélisé. Alors qu'en sociologie, ce sont les échanges d'information qui façonnent le réseau d'acteurs, en écologie, le réseau se constitue à partir des relations trophiques, c'est-à-dire à partir des flux de biomasses. Le modèle choisi pour comprendre le fonctionnement écosystémique des RA est celui de la suite Ecopath. A partir de ces modèles, il sera possible de caractériser le réseau trophique avec certains indicateurs écologiques issues de l'Ecological Network Analysis (ENA), qui permettent de quantifier les effets des RA sur l'écosystème formé (Haak *et al.*, 2017).

Dans la Partie 3, les travaux se concentrent sur l'adéquation du système socio-écologique avec les objectifs des immersions de RA, en proposant l'évaluation de la performance socio-écologique des RA. L'évaluation de la performance des RA est appréhendée à partir de calculs de scores utilisant les indicateurs sociaux et écologiques précédemment identifiés. Le système, alors formé des acteurs (humains), de la ressource (acteurs non-humains), de leurs interactions, des résultats et des modes de gouvernance est analysé, prenant ainsi en compte les spécificités de chaque site de RA. Ce cadre permettra d'initier la réflexion sur le lien entre les performances sociales et écologiques et de faire émerger les facteurs favorisant ces performances en regard de leurs objectifs.

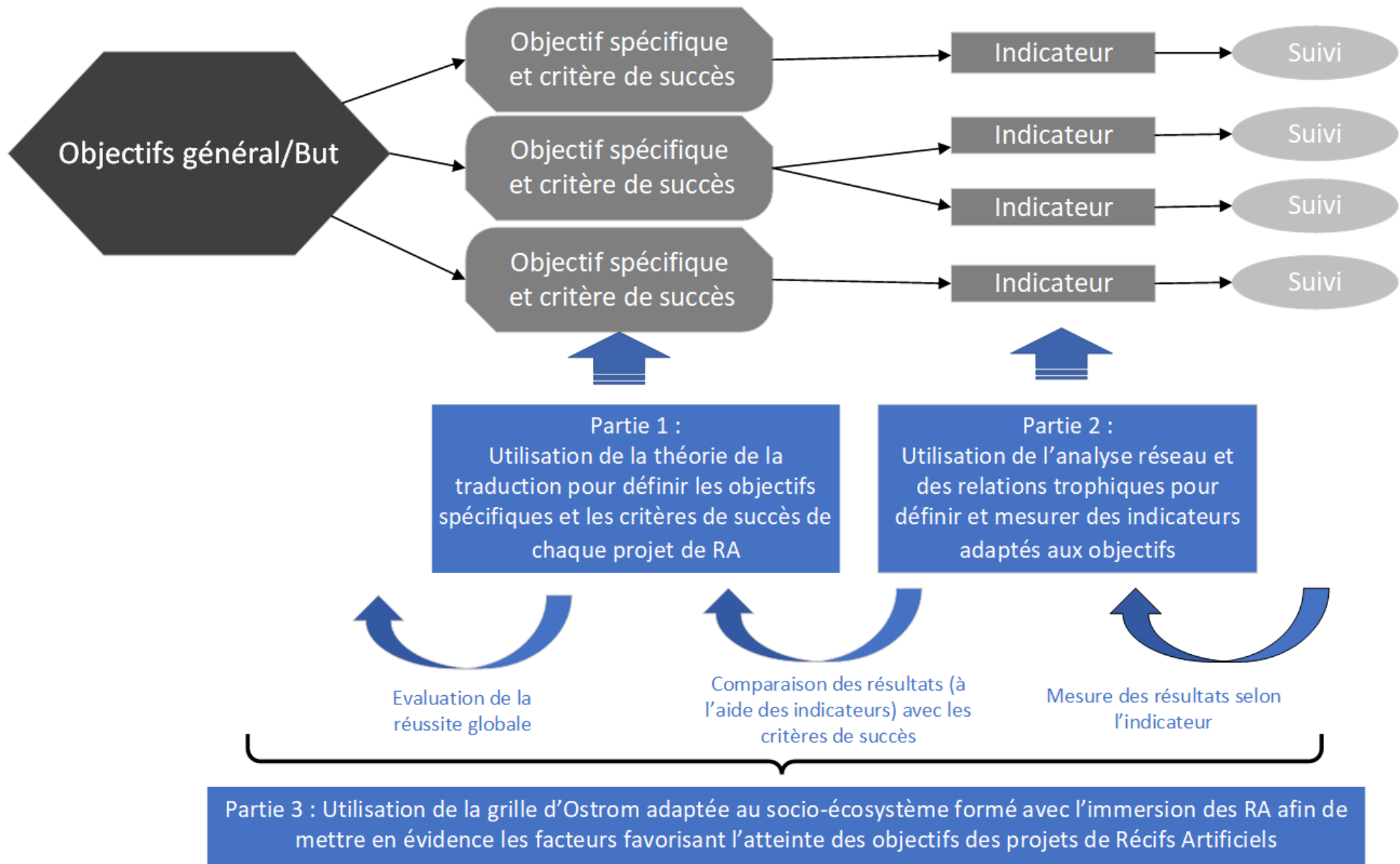


Figure 14 : Organisation des travaux de recherche (en bleu les apports de notre recherche)

5. Sites d'études en France métropolitaine

Notre recherche adopte une approche multisite, seule à même, par analyse comparée, de prendre en compte les similitudes et les spécificités des sites de RA afin d'en dégager une tendance globale à l'échelle de la France métropolitaine. L'analyse multisite permet, en outre, de proposer un modèle d'évaluation de la performance socio-écologique des RA pour un aménagement mieux intégré à l'environnement et adaptés aux besoins. Dans une perspective d'amélioration de la gestion des fonds marins, de proposition de nouveaux indicateurs adaptés à la description de la performance de RA, l'étude s'est concentrée sur les projets ayant abouti à des immersions.

Notre plan d'échantillonnage a porté sur dix sites (sur les 50 inventoriés en 2021), choisis selon des critères de représentativité précis :

- projets sur **les trois façades maritimes** françaises et répartition bien équilibrée sur le linéaire côtier,
- **trois différentes périodes** : expérimentation, multiplication et diversification,
- **l'accessibilité, la qualité et la disponibilité des données**,
- les **moyens financiers et techniques** à la disposition de ces travaux, sur la durée de la thèse (notamment en période de pandémie compliquant les enquêtes de terrain).

Pour la période d'expérimentation de 1960 à 1990, les sites de Carry-le-Rouet et de Vallauris ont été sélectionnés. Six autres sites d'étude, mis en place durant la période de multiplication de 1990 à 2010 ont été choisis : Etretat, Croisic, Capbreton, Agde, Gruissan et Marseille.

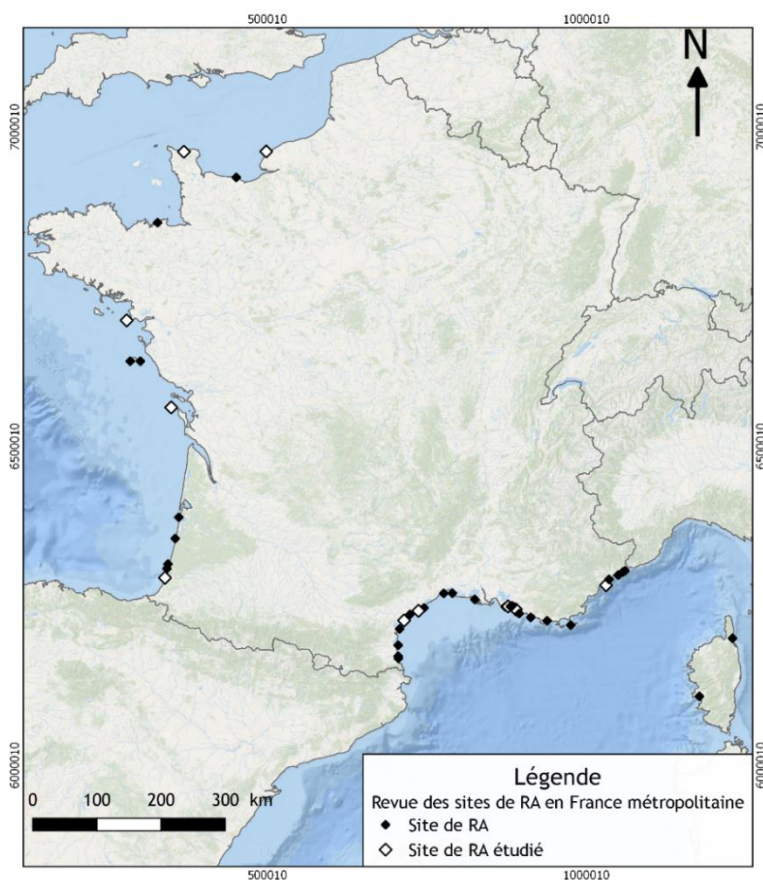


Figure 15 : Carte de localisation des sites de RA étudiés et leur répartition le long des côtes françaises

Enfin, deux derniers sites ont été retenus pour la période de diversification 2010 à nos jours : Oléron et Cherbourg (Figure 15).

La modélisation du réseau trophique nécessitant de nombreuses données biologiques en plongée, des coûts importants en déplacement, technique et en analyse, l'étude a été réalisée sur deux sites, pour deux façades maritimes : Capbreton (Atlantique) et Cherbourg (Manche). Mais nous avons essayé de porter un regard critique sur la base de données bibliographiques plus abondantes, au niveau des suivis écologiques, pour la façade méditerranéenne.

Pour faciliter la lecture, le nom des sites d'étude est donné en fonction de leur localisation géographique et de la Commune située au droit du secteur maritime (projection côtière classique). Les sites sont présentés dans les paragraphes suivants par façade maritime.

5.1. Sites d'étude en Manche

La Manche est une mer épicontinentale séparant le Royaume-Uni de la France (Claveleau, 2007 ; Dauvin, 2019). Elle est caractérisée par un régime mégatidal dont le marnage peut dépasser les 12 m en baie du Mont-Saint-Michel. Cet espace marin est fortement anthropisé car il concentre de nombreuses activités économiques comme la pêche, l'extraction de granulats, les énergies renouvelables, ... (Dauvin, 2019). Il est riche en termes de biodiversité et concentre des zones de frayère, d'alimentation, de nurserie et des zones de migration de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins, qui en font une zone écologiquement stratégique (Carpentier *et al.*, 2009). Les deux sites de RA choisis pour cette étude sont situés dans le bassin oriental de la Manche.

5.1.1. Le site d'Etretat

Le site de RA d'Etretat est situé à 2,4 km au large de la Commune du même nom sur des fonds de 18 m. Le site de 25 ha a été concédé pour une durée de 30 ans en 2008 par l'Etat (Concession d'Utilisation du Domaine Public Maritime).

Le projet d'immersion de RA a été mené par la Chambre de Commerce et d'Industrie (CCI) de Fécamp/Bolbec avec pour vocation (Castetz, 2008 ; Figure 16) :

- de soutenir la filière pêche en ciblant des espèces d'intérêt halieutique telles que le bar ou le lieu,
- d'acquérir des connaissances sur l'effet récif afin d'anticiper les impacts des projets de parcs éoliens en mer.

L'idée initiale était de mettre en place un système de jachère tournante entre deux ou trois zones de RA. A ce jour, seul le site d'Etretat existe.

L'immersion de 450 m³ de RA a eu lieu en 2008 et a été financée par IFOP, la Région Haute-Normandie et le Département de la Seine-Maritime.

Sur le site, les RA sont répartis autour d'un module central de 54 m³ puis forme une première ceinture d'amas chaotiques cubiques et une seconde ceinture de récifs de protection. Le béton utilisé pour la fabrication était innovant et composé de fibre synthétique favorisant la colonisation.

La zone a été interdite à toute activité de pêche les premières années, cette interdiction se formalisant sous forme de cantonnements de pêche qui est aujourd'hui levée. Des suivis biologiques ont été réalisés sur les cinq premières années afin de contrôler la colonisation biologique des RA par le bureau d'étude In Vivo. Des contrôles physiques des structures et des suivis photographiques continuent d'être effectués annuellement par le club de plongée local.

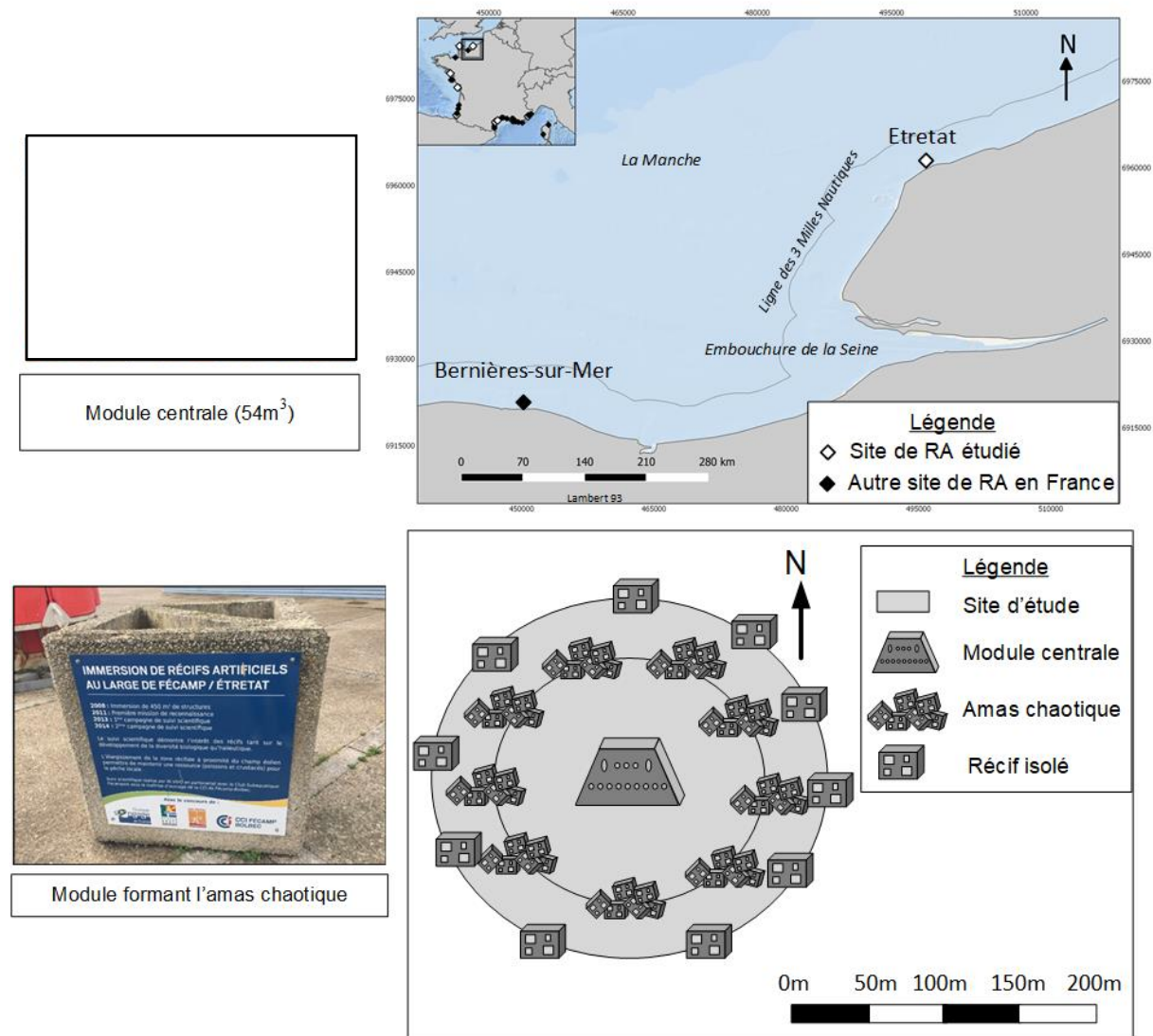


Figure 16 : Ensemble descriptif des RA d'Étretat

5.1.2. Le site de Cherbourg

Le site de RA de Cherbourg est situé au sein de la rade de Cherbourg, à environ 500 m de la digue ouest sur des fonds de 7 m de profondeur à marée basse. Le site de 0,46 ha est sous la juridiction du port maritime de Cherbourg et géré par les Ports Normands Associés.

Le projet RECIF d'immersion de RA en Manche orientale est un programme européen de coopération transfrontalière INTERREG France/Angleterre, cofinancé par le FEDER. Il rassemble huit partenaires français et britanniques et a été soutenu par le Conseil Régional de Basse-Normandie. Il s'inscrit dans le cadre des réflexions et des actions menées pour l'amélioration de l'écosystème de la Manche et pour une meilleure gestion des ressources marines (Auzas & Maurouard, 2015). L'objectif est l'amélioration de la biodiversité et de la production de l'écosystème marin de la Manche.

Les récifs ont été immergés en avril 2015 dans la rade de Cherbourg sur des petits fonds de sable fin. Un type de RA spécifique a été conçu, mesurant 3 m de long, 2 m de large et 1,35 m de haut. Il est composé de 72 parpaings expérimentaux en béton coquillier, répartis sur 3 niveaux de 24 unités (Figure 17). A chaque extrémité du site d'étude, qui forme un triangle de 98 à 118 m de côté, 4 RA ont été immergés pour un volume total de 97,4 m³.

La zone est balisée par des corps morts et est interdite à toute activité en dehors des suivis scientifiques. Des suivis de la colonisation ont été réalisés deux ans et quatre ans après les immersions par le bureau d'étude SINAY et sont complétés par des études spécifiques sur la production primaire et la biodiversité marine. Celles-ci sont réalisées par l'Université de Caen Normandie et les laboratoires BOREA et M2C associés dans le cadre du projet INTERREG MARINEFF. Des travaux sur la production primaire ont notamment été menés par BOREA dans ce contexte (Vivier, 2021).

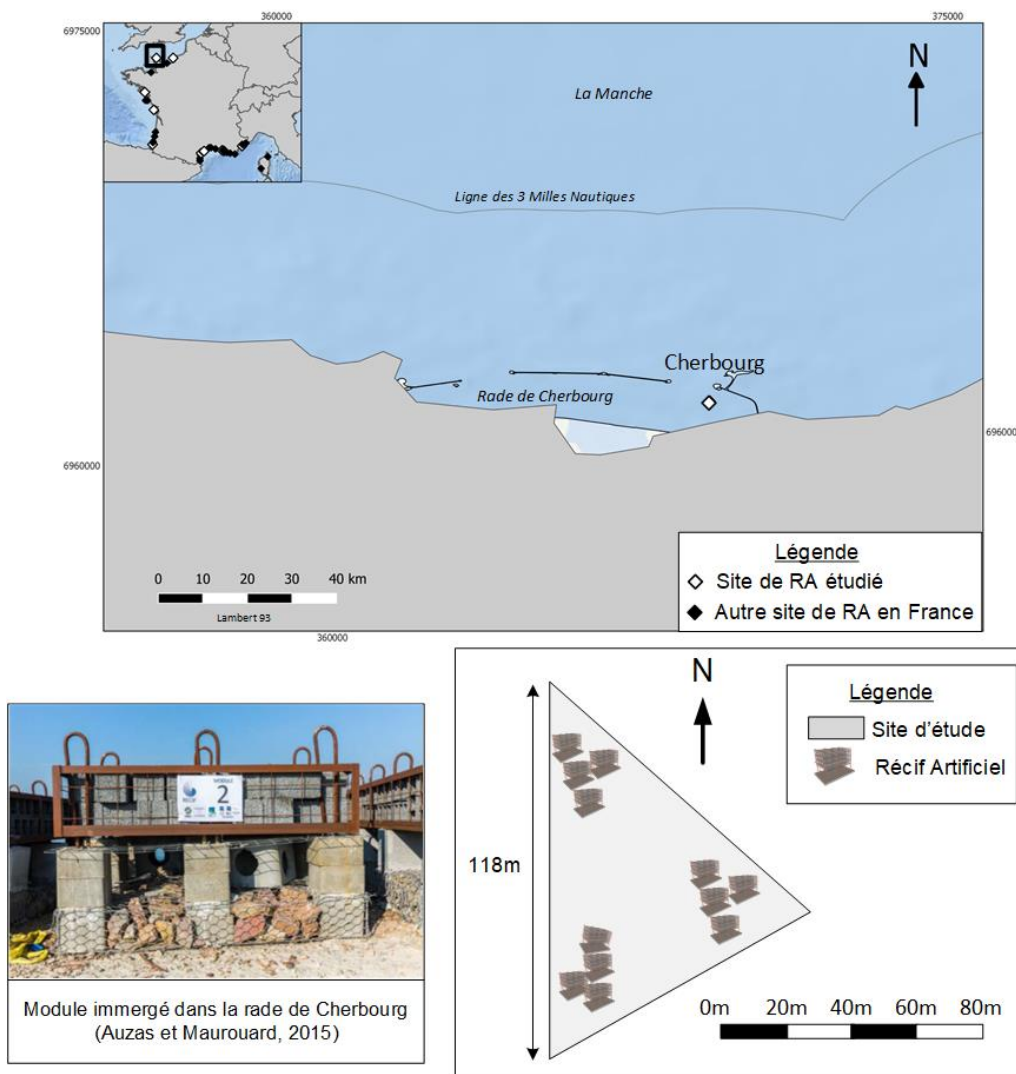


Figure 17 : Ensemble descriptif des RA de Cherbourg

5.2. Sites d'étude en Atlantique

Les trois sites étudiés sont situés dans le golfe de Gascogne. Celui-ci est caractérisé par un vaste plateau continental, dont la largeur décroît progressivement vers le sud, passant de 180 km environ au large du sud de la Bretagne, à 55 km dans les Landes, pour atteindre 2 km au niveau du canyon de Capbreton (Augris *et al.*, 2009). Le sud du plateau continental est incisé par le canyon Capbreton qui est situé à seulement 250 m du rivage (Mazières *et al.*, 2015).

5.2.1. Le site du Croisic

Le site du Croisic se situe à moins de 10 km du plateau du Four, du plateau de la Blanche et au droit du Croisic sur des fonds de 30 m. La particularité de cette zone de 25 ha est de jouxter une zone rocheuse naturelle nommée les rochers de Basse-Michaud.

Ce projet d'immersion de RA, porté par le Comité Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins (COREPEM), aidé du Syndicat Mixte pour le Développement de l'Aquaculture et des Pêches (SMIDAP), est une expérimentation de trois ans. Trois zones ont été retenues : l'île d'Yeu-La Meule, l'île d'Yeu-Les Corbeaux et celle du Croisic. L'objectif était de tester la forme et la taille des RA ainsi que l'influence des caractéristiques environnementales notamment la profondeur et la localisation géographique, sur l'efficacité de colonisation. Ce programme d'immersion a été financé par l'IFOP, la Région Pays de la Loire et les Départements de la Vendée et de la Loire-Atlantique. La finalité de cette expérimentation était la mise en place d'un programme d'immersion plus conséquent dans un objectif intégré de gestion de la bande côtière des Pays de la Loire.

En 2003, trois types de RA ont été immergés sur la zone du Croisic, formant un triangle de 300 m de côté (Foucart, 2003 ; Figure 18) :

- 1- un module de 156 m³,
- 2- un amas chaotique de 12 RA représentant un volume de 12 m³,
- 3- un amas organisé de 12 RA représentant un volume de 12 m³.

Une gestion concertée a été mise en place sur les sites. Ainsi, les deux premières années suivant les immersions, toute activité de pêche a été interdite afin de faciliter la colonisation des RA. Cette interdiction a ensuite été prolongée après une concertation des pêcheurs concernés. Un programme de suivi a été mis en place sur les trois années d'expérimentation afin de comparer la faune présente sur les différents RA et d'étudier la résistance des RA. Des suivis de comptage en plongée et des suivis géophysiques ont été réalisés par le bureau d'étude In Vivo.

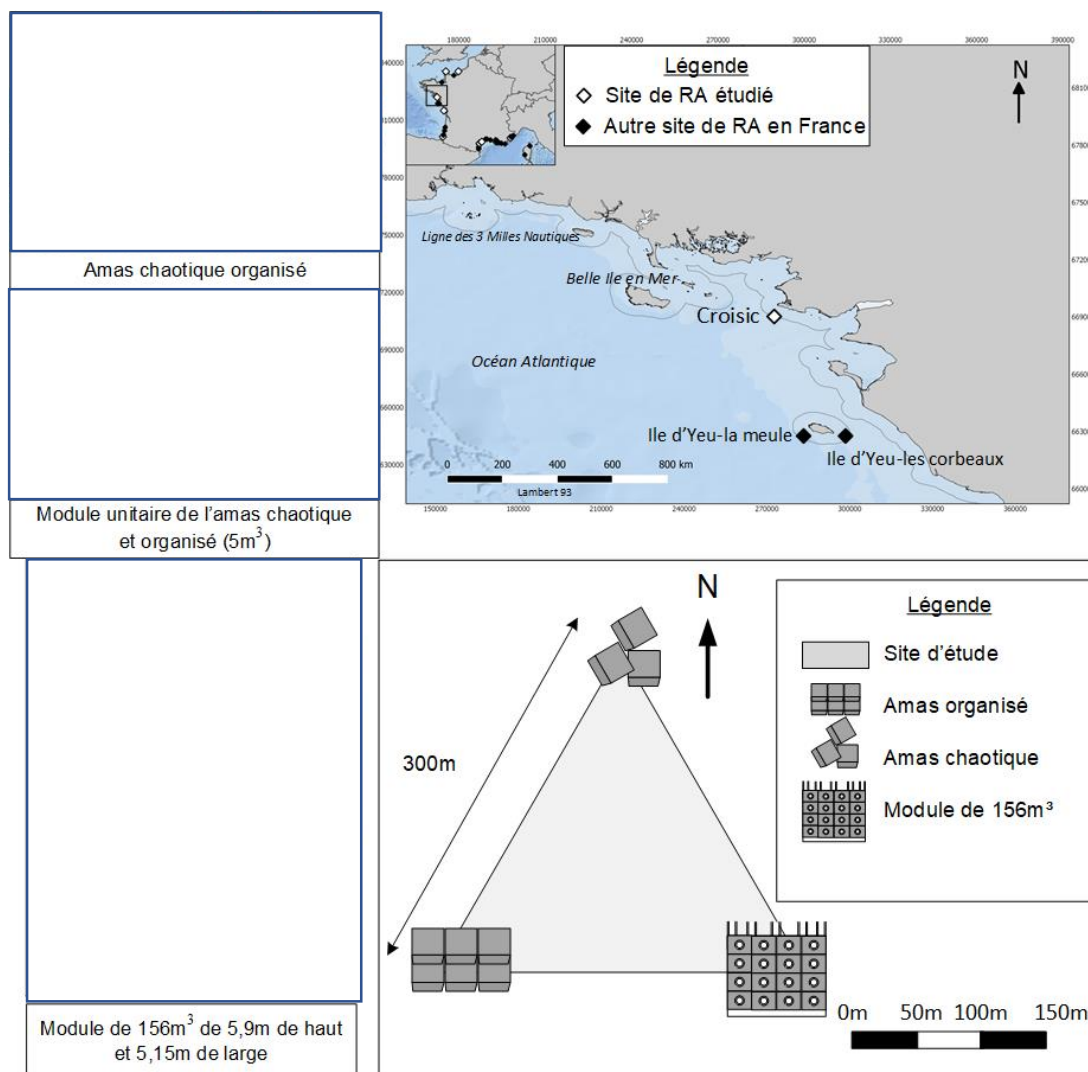


Figure 18 : Ensemble descriptif des RA du Croisic

5.2.2. Le site d'Oléron

Le site d'Oléron est situé à 5 km à l'ouest de l'île et de la Commune de Saint-Denis d'Oléron sur des fonds de 25 m de profondeur. La concession de 25 ha a été accordée au CRPMEM Poitou-Charentes à titre expérimental en 2015 pour une durée de six ans.

Le projet a été financé par les fonds européens et des subventions de la Région Poitou-Charentes puis de la Nouvelle-Aquitaine, du Département de la Charente-Maritime, des communautés de Communes Bassins de Marennes, de l'Île d'Oléron, de l'Île de Ré, du CDA de Royan (CARA), CDA de La Rochelle et du comité des pêches.

Quatre types de RA ont été choisis pour ce site (Figure 19) :

- Le Typi et le Babel, deux RA imaginés par l'association Atlantique Landes Récifs et qui sont également immergés au large de Capbreton ;
- Des récifs cubiques de 1,5 m³ chacun, avec des ouvertures latérales et disposés en amas chaotiques ;
- Deux récifs CREA, imaginés par les acteurs locaux (scientifiques, pêcheurs) pour attirer l'espèce *Dicentrarchus labrax*, Linnaeus 1758 (Bar).

Introduction et contexte scientifique

L'ensemble de sites de RA de la côte Atlantique est interdit à toute activité en dehors des suivis scientifiques, par arrêté préfectoral (Arrêté préfectoral n°2019-021). Un programme de suivi a été établi sur la période d'expérimentation. Il comprend des suivis biologiques de la faune fixée et de la faune mobile ainsi que des pêches expérimentales, des suivis géophysiques du site et physique de la tenue des RA dans le temps. Ces suivis sont réalisés par des bureaux d'études (SEANEO, Créocéan), le laboratoire Cohabys, l'Université de La Rochelle en partenariat avec le comité des pêches et le CAPENA (anciennement CREEA). L'ensemble des résultats sont restitués lors de comités de pilotage (Hennache, 2021).

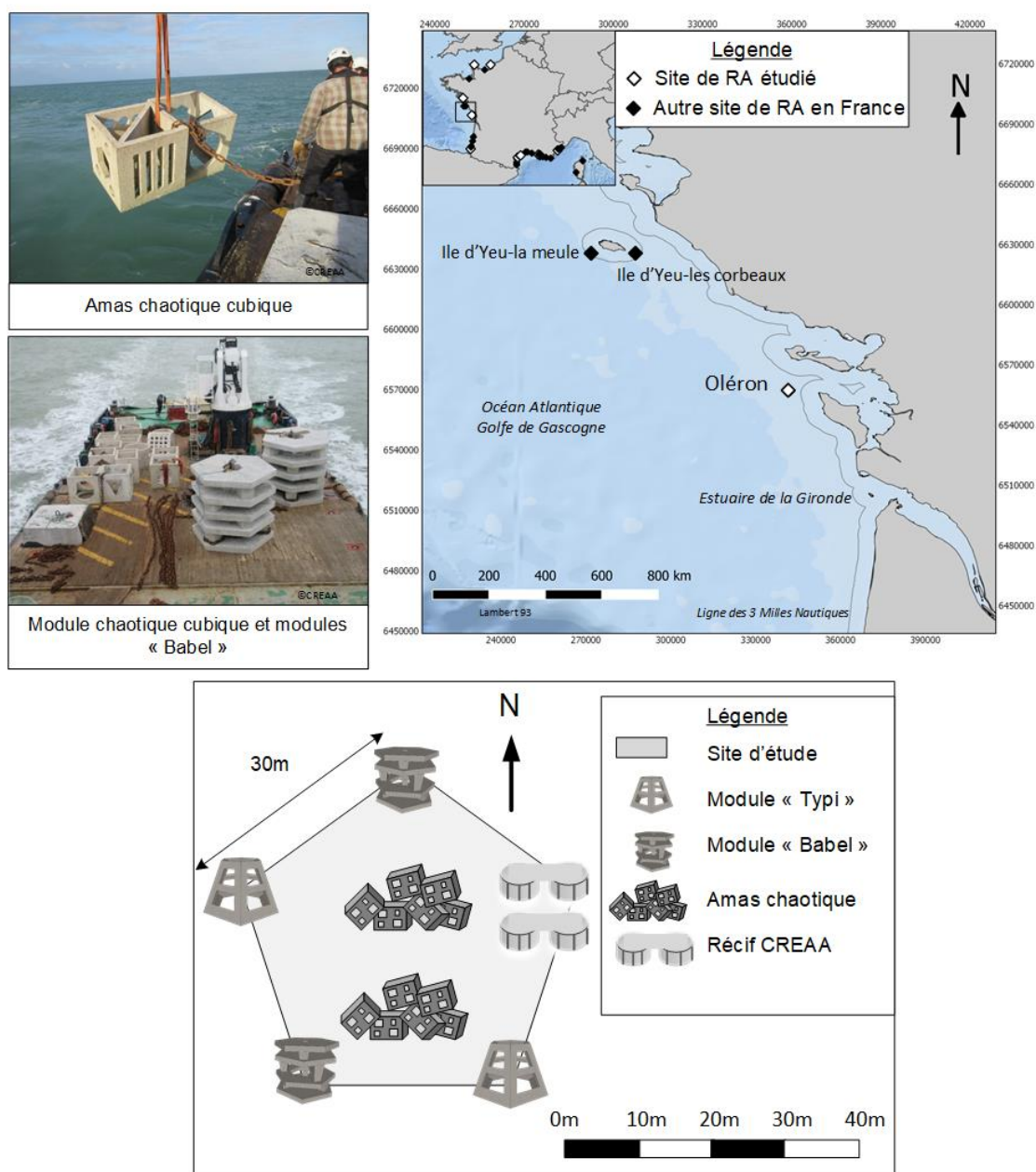


Figure 19 : Ensemble descriptif des RA d'Oléron

5.2.3. *Le site de Capbreton*

Le site de Capbreton est situé à 1,5 km au Sud de la tête du canyon de Capbreton et à 2,2 km de la côte, sur un fond sablonneux de 20 m de profondeur et à 20 km de récifs naturels sur la côte basque (Castege *et al.*, 2016). La concession de 16 ha accordée initialement au Syndicat Intercommunal à Vocations Multiples (SIVOM) côte Sud, a été renouvelée en 2021 pour une durée de 30 ans et accordée à la Communauté de Commune Marenne-Adour-Côte-Sud (MACS) en partenariat avec l'association Atlantique Landes Récifs (ALR).

Ce projet d'immersion de RA est né d'un constat d'appauvrissement de la ressource halieutique sur la côte et d'une volonté d'endiguer cette diminution. L'association « Landes Récifs » est alors créée, rassemblant des pêcheurs professionnels mais aussi amateurs, des plaisanciers, des biologistes et des plongeurs. Trois sites leurs sont concédés, dont celui de Capbreton, étudié ici. L'objectif initial de ces RA est la protection de la ressource.

Pour les immersions, les fonds européens ont été sollicités. En complément, la Région Nouvelle-Aquitaine, le Département des Landes et les Communes participent au financement qui comprend aussi les suivis.

Trois types de RA ont été déployés par l'association :

- des buses bonna en béton, immergées en 1999 sur trois sites d'environ 200 m² chacun,
- le module « Typi » en 2010 avec une emprise de 11,24 m²,
- le « Babel » en 2015 avec une emprise de 4,98 m² (Figure 20).

Le site est interdit à toute activité en dehors des suivis scientifiques, par arrêté préfectoral (n°2019-021). La zone n'est pas balisée en mer mais la position du site est inscrite sur les cartes marines. Des suivis annuels de la faune mobile sont effectués par l'association et le bureau d'étude SEANEO. Des suivis complémentaires de la faune benthique de substrat meuble et dur ont été réalisés dans le cadre de cette étude (Partie 2, chapitre 2).

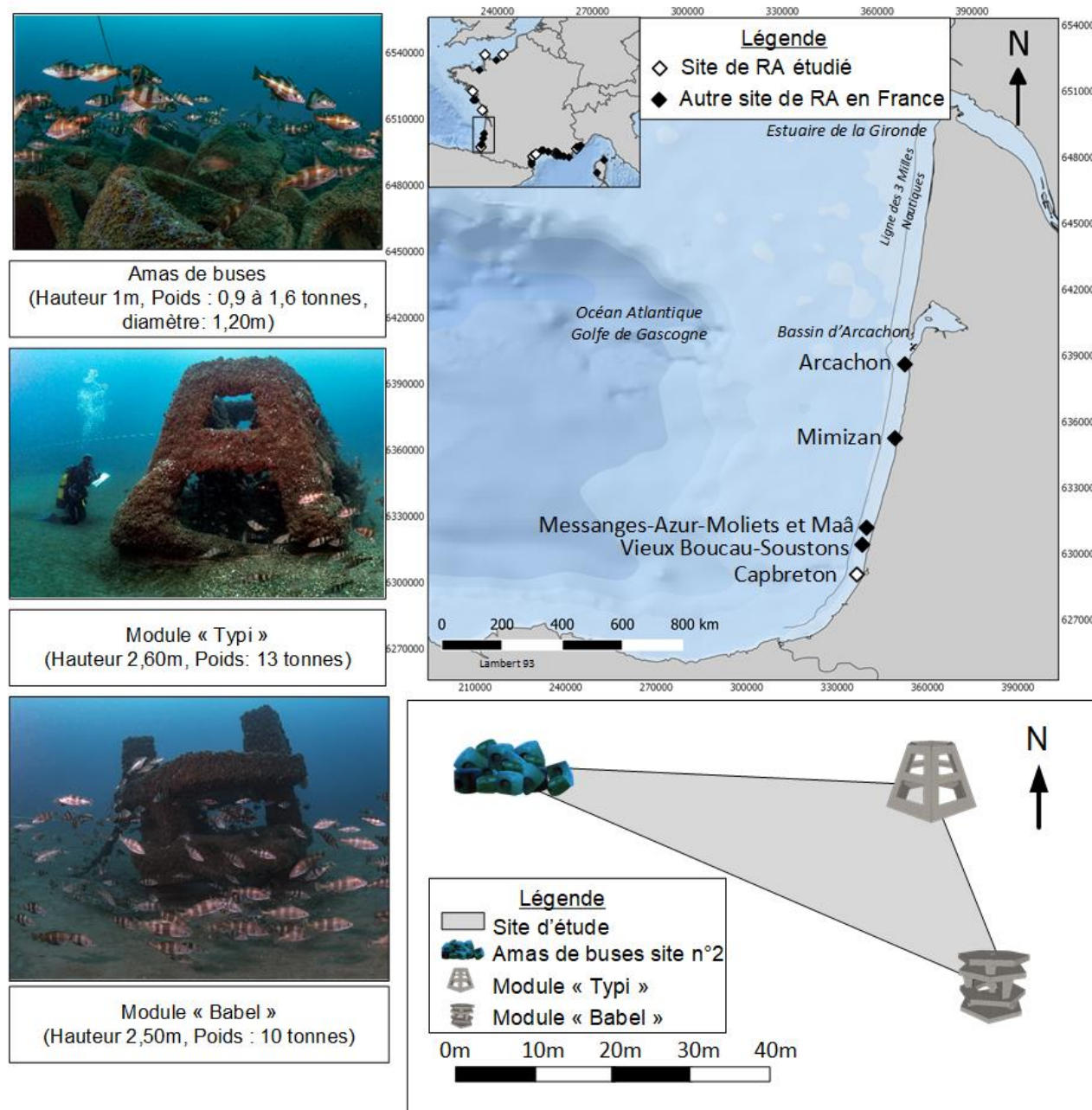


Figure 20 : Ensemble descriptif des RA de Capbreton

5.3. Sites d'étude en Méditerranée

Sur la façade méditerranéenne, en dehors de la Corse, deux ensembles se distinguent, la partie occidentale caractérisée par un large plateau continental (Golfe du Lion) et la partie orientale dont les abords du talus continental sont abrupts et proches de la côte (CEREMA, 2014). Quatre sites étudiés sont situés dans la partie ouest et un dans la partie est.

5.3.1. Le site de Gruissan

Le site de RA de Gruissan est situé à 300 m de la sortie du Grau de la Vieille Nouvelle sur des fonds de 10 à 25 m de profondeur. Le site de 72 ha correspond à la tranche 1 des concessions accordées à la Mairie de Gruissan par l'Etat pour 30 ans en 2002.

Le projet d'immersion a été mené par la Commune de Gruissan à la demande des pêcheurs locaux dans le but de :

- Préserver et améliorer la ressource halieutique ;
- Maintenir la pêche artisanale.

Trois zones ont été sélectionnées pour la réalisation de ce programme. Les immersions de RA ont eu lieu seulement sur les tranches 1 et 2.

L'immersion de 4 250 m³ a eu lieu en 2002 et a été financée par des fonds européens, la Région Occitanie, le Département de l'Aude et la Commune de Gruissan (Heyraud, 2007). Quatre types de RA ont été immergés (Figure 21) :

- 1- des poteaux EDF en béton nettoyés de toute partie métallique et de matière polluante et assemblés entre eux,
- 2- des dalots en béton sur un tapis anti-affouillement,
- 3- des amas chaotiques cubiques en béton,
- 4- des escaliers en béton de récupération.

Les RA sont disposés en périphérie intérieure de la concession.

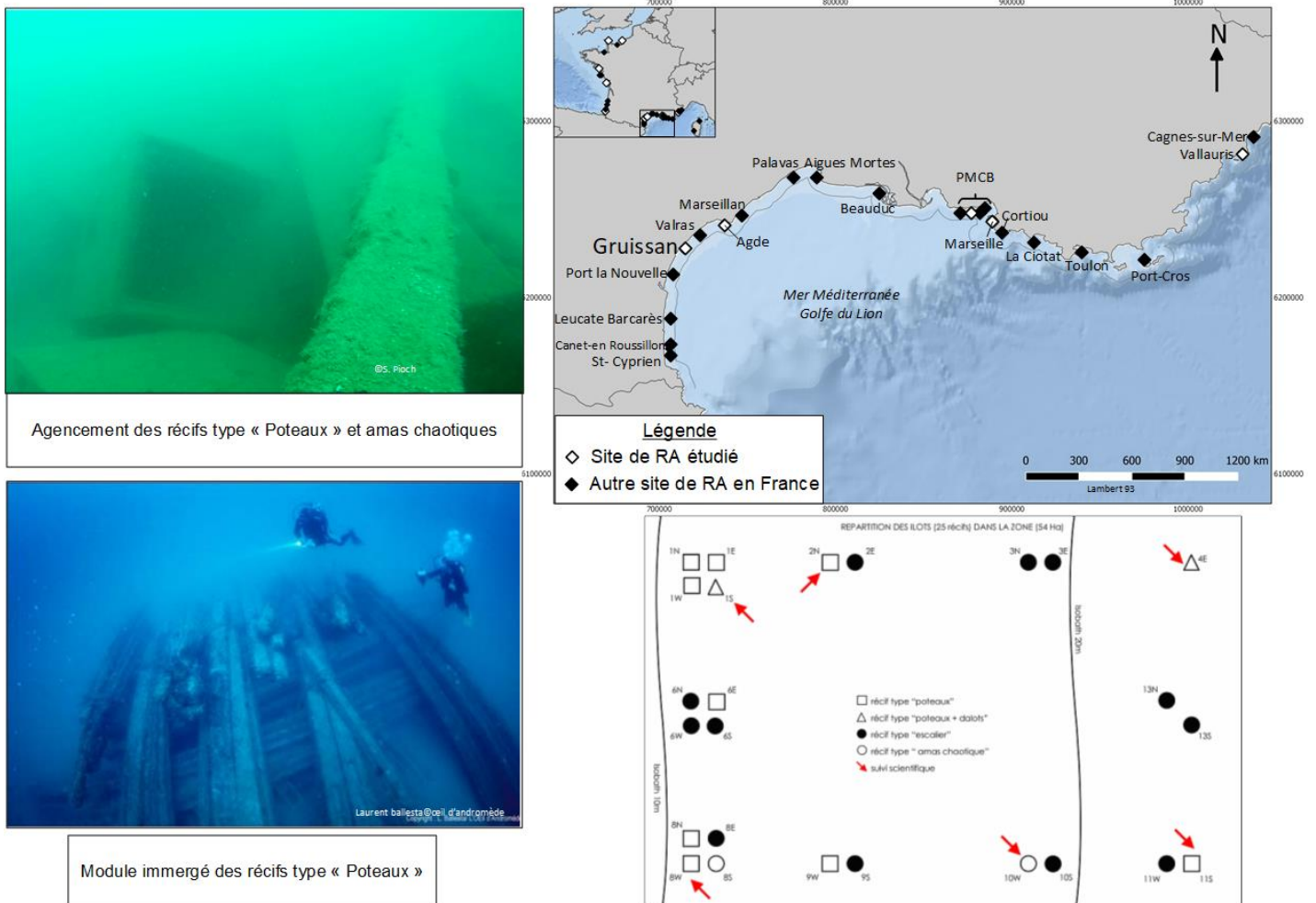


Figure 21 : Ensemble descriptif des RA de Gruissan (Créocéan, 2008)

La zone n'est pas officiellement interdite à la plongée sous-marine et à la pêche. Elle n'est également pas balisée et de nombreux filets ont été retrouvés entremêlés sur les RA. Des pieux de protection ont été alors ajoutés pour dissuader les pêcheurs fileyeurs d'exercer dans la zone de RA. Un

programme de suivi sur cinq ans a été mis en place. Ces suivis concernent la faune mobile, la faune fixée et la tenue des RA. Ils ont été réalisés par les bureaux d'études Créocéan et L'œil d'Andromède. Le bureau d'étude P2A est intervenu pour le suivi des RA de la tranche 2 immergés en 2005.

5.3.2. Le site d'Agde

Le site de RA d'Agde est vaste et est composé d'une suite d'immersions de RA au fil des ans. Les RA immergés en 1985 dans le cadre d'un programme expérimental, porté par le Cépralmar, seront distingués des RA immergés par la suite en 1995 et 2009 à la demande des pêcheurs et portés par la Commune d'Agde. Notre étude porte sur ces derniers RA, formant un site de 20 km² et situés au large du Grau d'Agde sur des fonds de 9 à 22 m de profondeur (Blouet *et al.*, 2014). Ce site a été étendu en 2009 par ajout de cinq zones de RA d'un total de 615 ha accordé à la Commune d'Agde, pour une durée de 30 ans à compter de 2008.

L'objectif de ces programmes d'immersion de RA est triple (Blouet *et al.*, 2014) :

- 1- augmenter les ressources halieutiques,
- 2- protéger la bande côtière contre le chalutage illégal,
- 3- réduire les conflits entre les différents métiers de la pêche (chalutier et fileyeurs).

Les RA situés dans la zone Natura 2000 ont un objectif écologique de conservation de la biodiversité, de création de nouveaux habitats et de corridors écologiques avec les zones naturelles adjacentes. Ces programmes d'immersion ont été financés par l'Europe, l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, la Région Languedoc-Roussillon, le Département de l'Hérault et la Commune d'Agde.

Plusieurs types de RA ont été immergés entre 1995 et 2009 pour un total de 2 410 m³ (Figure 22) :

- les doubles buses en béton,
- des paniers aciers,
- deux modules expérimentaux conçus à base de coquilles d'huîtres.

Aucune réglementation des usages n'est en vigueur sur les RA. La zone Natura 2000 et les concessions de RA font parties intégrantes d'un plan de gestion animé par la ville d'Agde. Plusieurs programmes de suivis ont été mis en place après les différentes phases d'immersion (1996-1997 puis 2009-2014). Ces suivis mesurent les paramètres biologiques et halieutiques à travers des enquêtes auprès des pêcheurs, des pêches expérimentales et des recensements visuels en plongée sous-marine et s'assurent de la tenue physique des RA. Ils sont réalisés par la ville d'Agde en partenariat avec des bureaux d'étude (SEANEO, Egis) et des laboratoires (CEFREM, LECOB).

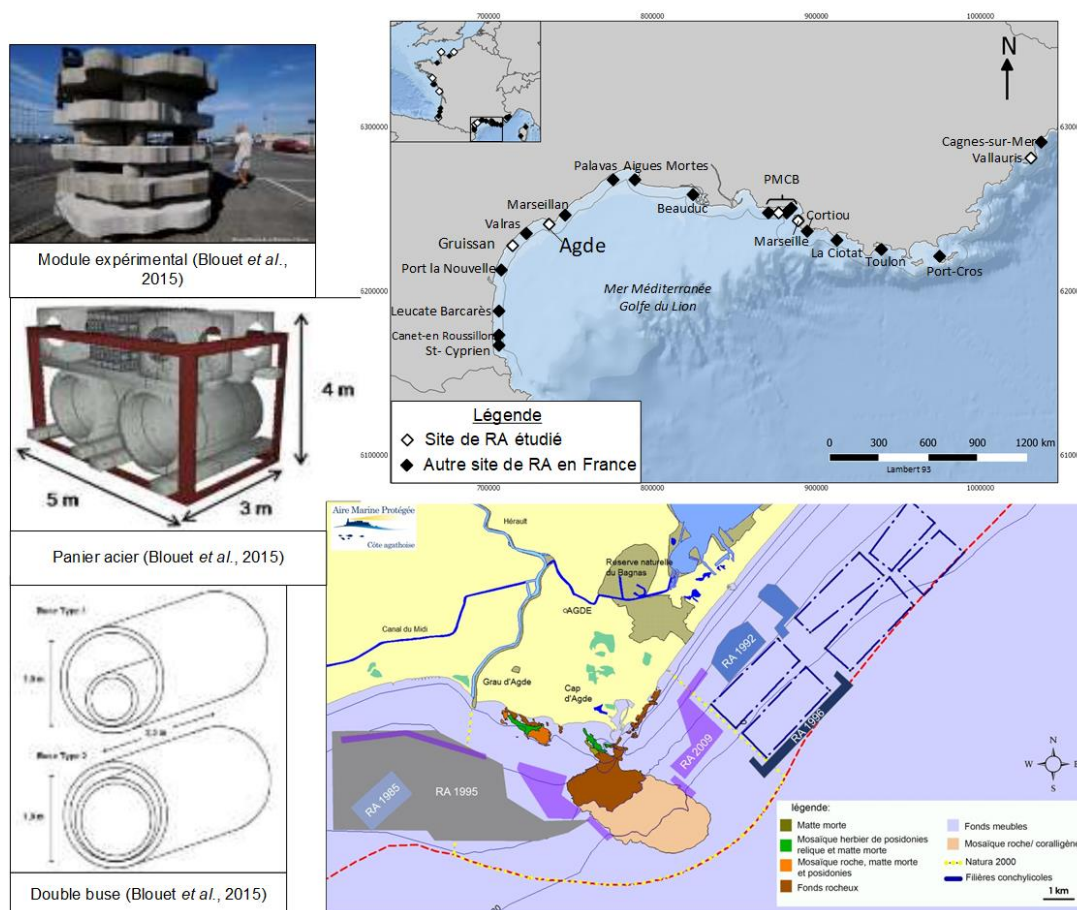


Figure 22 : Ensemble descriptif des RA d'Agde

5.3.3. Le site de Carry-le-Rouet

Le site de Carry-le Rouet est intégré au Parc Marin de la Côte Bleue. Cette réserve de 85 ha est située au droit de la Commune de Carry-le-Rouet, allant de la côte jusque sur des fonds de 31 m de profondeur. La concession a été accordée en 2003 au syndicat mixte du Parc Marin de la Côte Bleue pour une durée de 30 ans.

La création de cette zone protégée et l'immersion de RA été rendu possible par un contexte local favorable et des usagers engagés. L'objectif de ces immersions est à la fois la production halieutique, la protection du milieu contre le chalutage illégal et la gestion de la ressource (Charbonnel & Bachet, 2010). Ces immersions ont été financées par les fonds européens FEDER, la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur, le Département des Bouches-du-Rhône et France Télécom.

Entre 1983 et 2000, 1 093 m³ de RA ont été immergés (Figure 23 ; Charbonnel, 2018) :

- des cubes en béton,
- des enrochements,
- des « Sea-rocks »,
- des tripodes,
- des alvéolaires pyramidaux,
- des alvéolaires.

La réserve est balisée et interdite à tout usage par arrêtés ministériel et préfectoral. Une patrouille du parc effectue des surveillances estivales et sensibilise les usagers au respect de l'interdiction. Les suivis biologiques sont assurés par le parc.

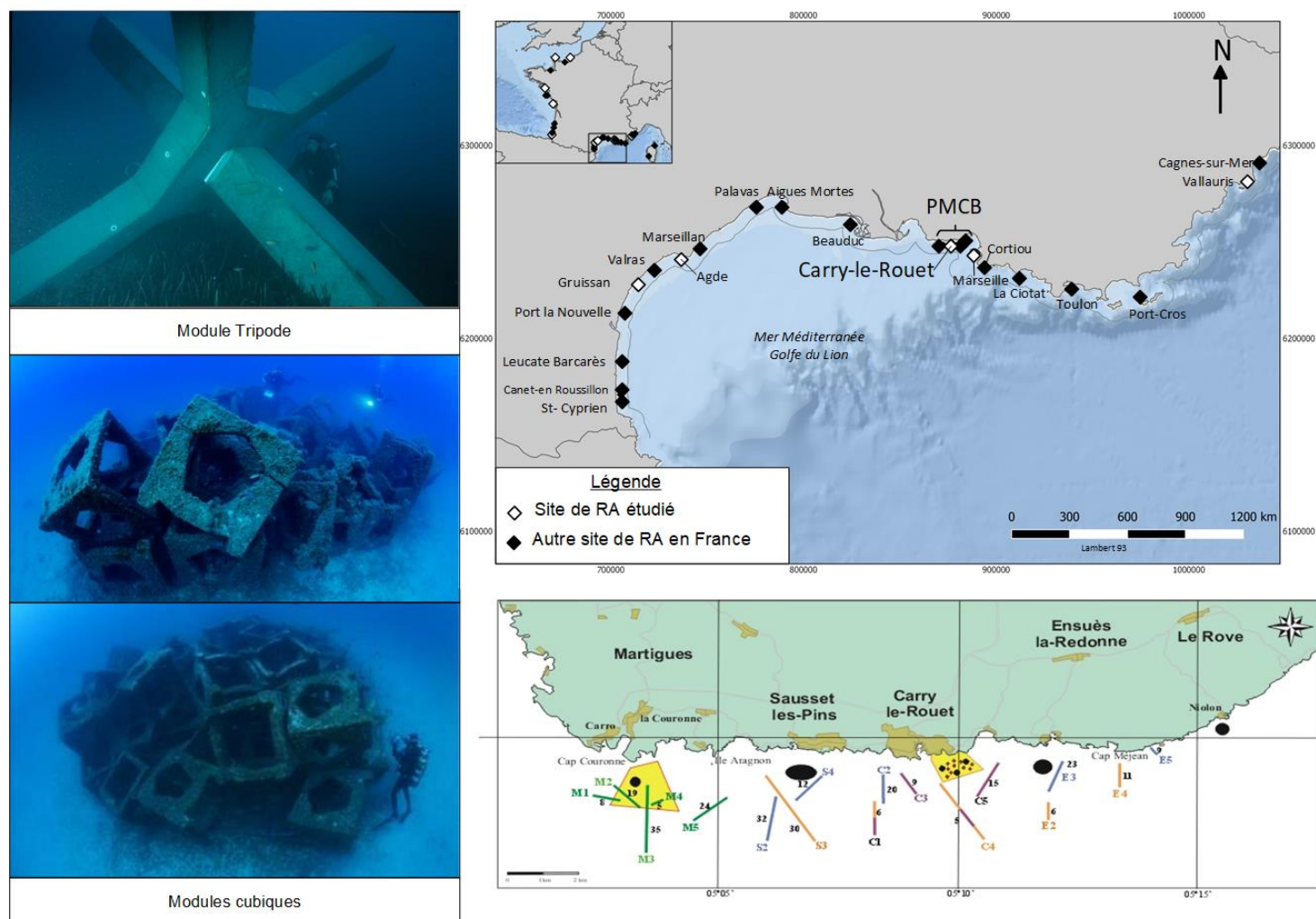


Figure 23 : Ensemble descriptif des RA de Carry-le-Rouet (Charbonnel, 2018)

5.3.4. Le site de Marseille

Le site de Marseille Prado est situé entre les îles du Frioul et les plages du Prado, dans la rade sud de Marseille. Ce site de 220 ha est situé sur des fonds de 25 à 30 m de profondeur. La concession a été accordée à la ville de Marseille.

Le projet de RA du Marseille Prado est né d'une volonté de la ville de Marseille de valorisation et conservation du littoral. Le projet a pour ambition d'être le premier site de RA en Europe en termes de volume immergé. L'objectif des RA est :

- écologique : restaurer le milieu et assurer une production de biomasse,
- économique : soutien à la pêche côtière.

Après 10 ans de concertation avec l'ensemble des usagers locaux, le projet de RA a vu le jour en 2008. Il a été financé par l'Europe, l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, la Région Provence-Alpes-Côte-d'Azur et la Ville de Marseille.

Un total de 401 RA pour un volume total de 27 300 m³ a été immergé en 2008. Trois grandes catégories de RA (Figure 24) :

- 1- les amas cubiques et amas rocheux naturels,
- 2- les paniers d'aciers, fakir et chicanes,
- 3- les filières basses et hautes.

La zone de RA est gérée par la ville de Marseille. Le site est interdit à toute activité par arrêté préfectoral et est balisé (Arrêté du Préfet de la Région PACA n° 2015107 - 0002 du 17 avril 2015, Arrêté du Préfet Maritime n° 35/2015 du 31 mars 2015). Un comité scientifique rassemblant de nombreux chercheurs locaux et du domaine des RA (GIS Posidonie, MIO entre autres) a été consulté pour établir le programme de suivi.

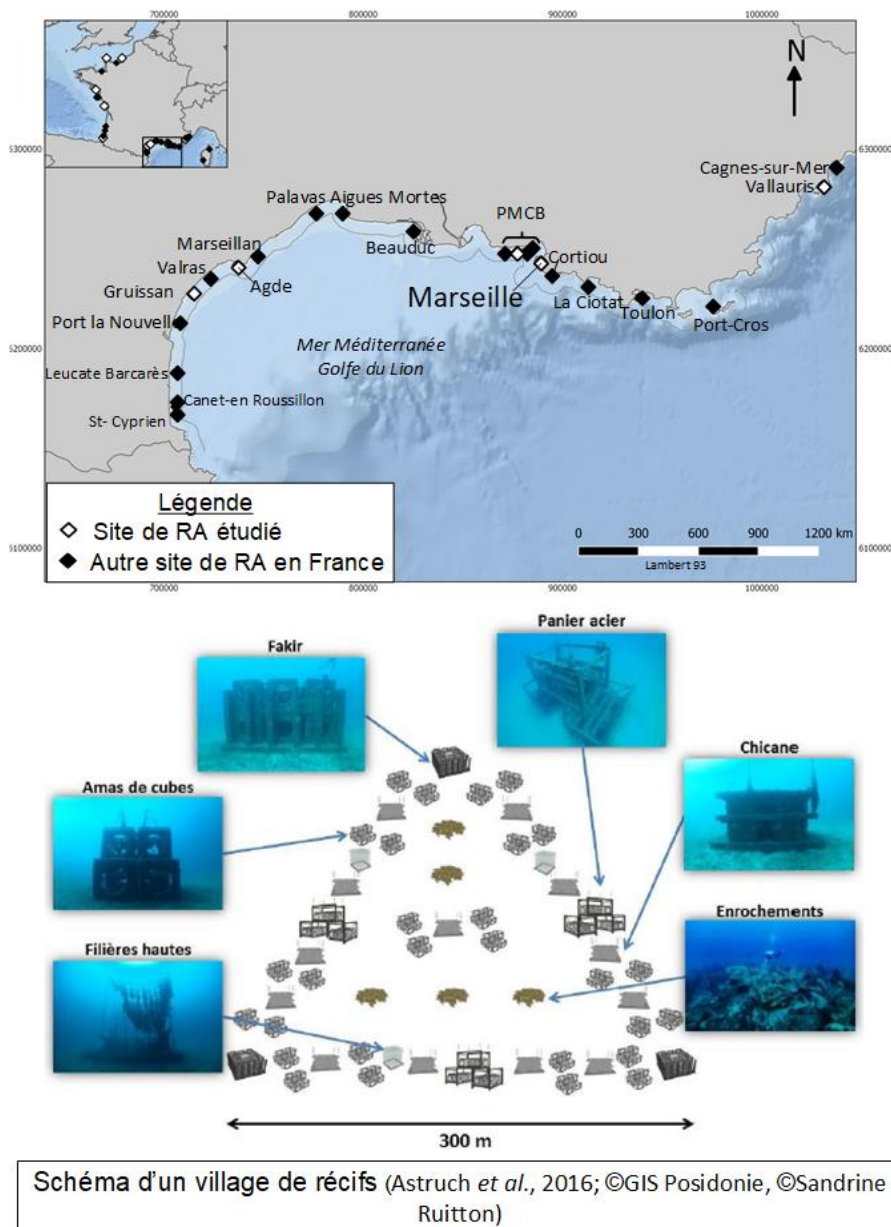


Figure 24 : Ensemble descriptif des RA de Marseille

5.3.5. Le site de Vallauris

Le site de Vallauris est situé à 500 m des côtes de la Commune de Vallauris dans la partie ouest de Golfe-Juan sur des fonds de 15 à 60 m de profondeur. Cette zone marine protégée de 50 ha a été accordée au Conseil Général des Alpes-Maritimes et au comité local des pêches. L'autorisation a été renouvelée en 2017 pour 15 ans (Charbonnel *et al.*, 1999).

L'objectif de ces RA est la restauration du milieu et le soutien à la pêche professionnelle par augmentation de la ressource naturelle. Ce projet s'intègre dans un programme global d'aménagement de la bande côtière, aux côtés de deux autres zones marines protégées. Il est financé par l'Europe, la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur et le Département des Alpes-Maritimes.

Deux phases d'immersions ont eu lieu pour un total de 16 250 m³ (Figure 25) :

- La première entre 1980-1983, des RA artisanaux en briques et parpaings ainsi que des pneumatiques ont été immergés ;
- La deuxième phase à partir de 1985, des RA en béton et des épaves de navires ont été immergés sur le site.

Le site est balisé et est interdit à tout usage. Il fait l'objet d'une surveillance par les pêcheurs professionnels. Plusieurs campagnes de suivis biologiques se sont déroulées en 1985, 1987-1989 et 1997 en collaboration avec des organismes scientifiques (GIS Posidonie, Université de Nice).

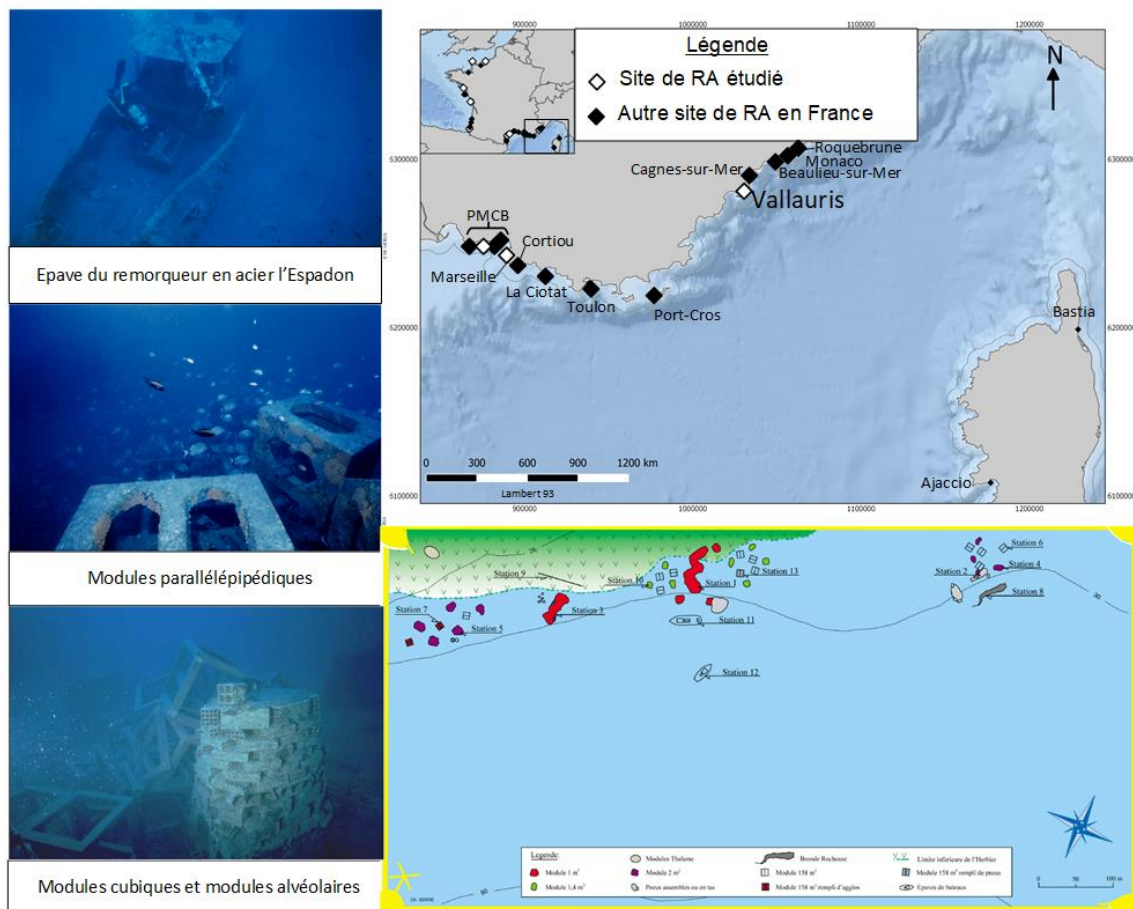


Figure 25 : Ensemble descriptif des RA de Vallauris (Charbonnel *et al.*, 1999)

5.4. Synthèses des caractéristiques des sites d'études

Les principales caractéristiques des sites d'études sont synthétisées dans le tableau suivant.

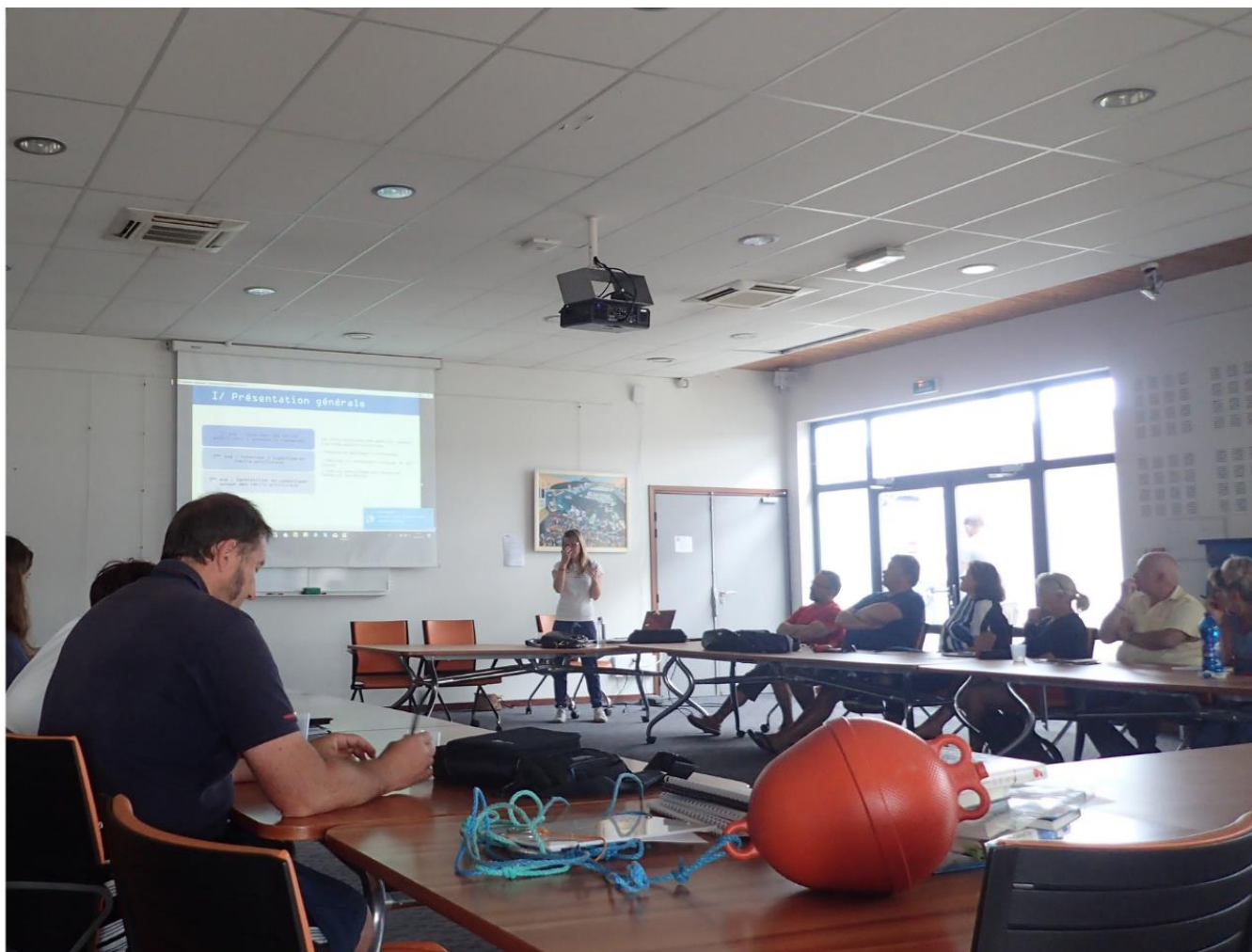
Tableau 9 : Synthèse des caractéristiques des sites étudiés (* gestion des suivis uniquement)

Site étudié	Côte	Concessionnaire	Gestionnaire	1 ^{ère} immersion	Objectifs généraux	Type des RA	Volume (m ³)	Référence
Etretat	Manche	CCI Fécamp Bolbec	/	2008	Production	169 récifs cubiques et 1 module	450	CCI comm. Pers.
Cherbourg	Manche	PNA	PNA	2015	Production éco-fonctionnel	12 blocs	97,2	(Mouchel, 2015)
Croisic	Atlantique	COREPEM	SMIDAP*	2003	Production protection	Des amas chaotiques de RA cubiques, des récifs cubiques de protection et 1 module	276	Foucart, 2003
Oléron	Atlantique	CDPMEM-17	CREAA*	2018	Production	22 récifs cubiques, 2 Typi, 2 Babel, 2 CREAA	5 742	CREAA comm. Pers.
Capbreton	Atlantique	MACS	ALR	1999	Production protection	Des buses Bonna, 1 Typi et 1 Babel	830	ALR comm. Pers.
Gruissan T1	Méditerranée	Ville de Gruissan	/	2002	Production protection	4 lots de Dalots et poteaux électriques, 24 escaliers, 2 amas chaotiques et 8 paniers en métal	9 350	Tessier <i>et al.</i> , 2015
Agde	Méditerranée	Ville d'Agde	Ville d'Agde	1995	Production protection	299 buses, 10 paniers en métal et 2 eco-reefs	2 503	Tessier <i>et al.</i> , 2015
Carry-le-Rouet	Méditerranée	PMCB	PMCB	1983	Production protection	27 alvéolaires, 9 alvéolaires pyramidales, 36 rochers, 20 « sea-rocks », 12 tripodes et 40 Negri	1 093	Tessier <i>et al.</i> , 2015
Marseille	Méditerranée	Ville de Marseille	Ville de Marseille	2007	Production éco-fonctionnel	168 lots de 6 cubiques, 78 Chicanes, 18 paniers en métal, 30 lots de rochers, 18 filières, 18 fakirs	27 300	(Astruch <i>et al.</i> , 2016 ; Tessier, <i>et al.</i> , 2015)
Vallauris	Méditerranée	CD 06	CD 06	1980	Production éco-fonctionnel	20 000 pneus, 47 modules en parpaings, 1097 cubiques, 14 amas de Bonna, 3 Thalamés et 2 épaves	8 094	Tessier <i>et al.</i> , 2015



Partie 1

Enrôlement des acteurs d'un territoire vers un objectif commun d'aménagement en récifs artificiels



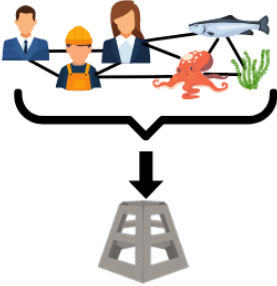
Exemple d'une présentation d'ALR et de ses activités lors d'un week-end de formation aux méthodologies de suivis en plongée sous-marine (©ALR/Elodie Zaccari).

Dans un contexte de pilotage des territoires marins côtiers, comment évaluer la performance socio-écologique de l'outil d'aménagement récif artificiel ?

Partie 1

Enrôlement des acteurs vers un objectif commun : les récifs artificiels

Hypothèse 1
Décalage entre les attentes réelles et les objectifs généraux expliquant l'impossibilité d'évaluation



Cadres, méthodes et outils


- Théorie de la traduction (Callon, 1986; Latour, 1987)
- Entretiens semi-directifs (Morange et Schmoll, 2016)

Partie 2


Approche socio-écologique du fonctionnement des RA : évolution de la mobilisation des humains et non-humains

Hypothèse 2
Emploi de l'analyse structurale et fonctionnelle des réseaux pour définir des indicateurs de performance sociale et écologique

Chapitre 1 :
Approche sociologique du fonctionnement des RA



Chapitre 2 :
Approche écologique du fonctionnement des RA



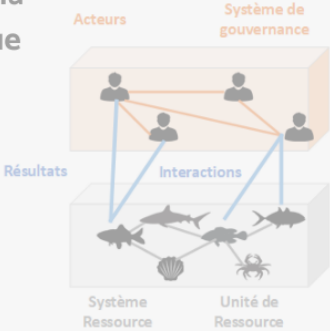
Cadres, méthodes et outils

- Social Network Analysis (Wasserman and Faust, 1994)
- Théorie des graphes (Moreno, 1934; Cartwright et Harary, 1977)
- Entretiens semi-directifs (Morange et Schmoll, 2016)
- Analyse des réseaux trophiques (Polovina, 1984; Christensen et Pauly, 1992)
- Théorie de la conservation des masses
- Prélèvements et comptages sous-marins (Charbonnel et Francour, 1997)

Partie 3

Essai appliqué d'évaluation de la performance socio-écologique des aménagements en RA

Hypothèse 3
Proposition d'évaluation des performances socio-écologiques des RA à l'aide d'un cadre innovant issu de l'analyse des systèmes socio-écologiques



Cadres, méthodes et outils

- Système socio-écologique (SES)
- Théorie des communs (Ostrom, 2007; Ostrom 2009)
- Méthode MERCIe (Mechin et Pioch, 2016)

1. Introduction

Les phases de développement d'un projet sont, classiquement selon la loi de Maitrise d'Ouvrage Publique (Loi n° 85-704 du 12 juillet 1985 Relative à la maîtrise d'ouvrage publique et à ses rapports avec la maîtrise d'œuvre privée), celles de la conception (études de faisabilité, d'avant-projet et de projet) puis de la réalisation (fabrication et mise en place) et enfin de l'exploitation (usages pendant la durée de vie de l'ouvrage dans son environnement). Dans le cadre de nos travaux, nous nous sommes intéressés aux périodes de la vie d'un projet de RA, c'est-à-dire les intervalles de temps définis par des contraintes de financement et d'autorisation. Ramos *et al.* (2011) proposent trois périodes spécifiques à notre objet d'étude qui sont (Figure 26) :

- 1- **La période d'initiation (T0)**. Cette période démarre avec l'identification du besoin. Durant celle-ci, les actions sont planifiées et les études de faisabilités réalisées. C'est également pendant cette période que les autorisations d'occuper le territoire et les financements sont acquis. Elle se termine par la conception et la fabrication des RA ;
- 2- **La période de mise en place (T1)**. Elle débute avec l'immersion des RA et s'étend jusqu'à la fin des financements acquis pendant la période précédente (5 ans pour les financements européens). Pendant cette période, les premiers suivis sont établis afin de s'assurer de la bonne mise en place des RA (stabilité des structures et colonisation par la faune) ;
- 3- **La période de gestion (T2)**. Elle est la continuité de la période de mise en place, avec la poursuite des suivis scientifiques et de la gestion du site utilisant les outils décrits en introduction. Cette période s'étend jusqu'à la fin de l'autorisation d'occuper le territoire.

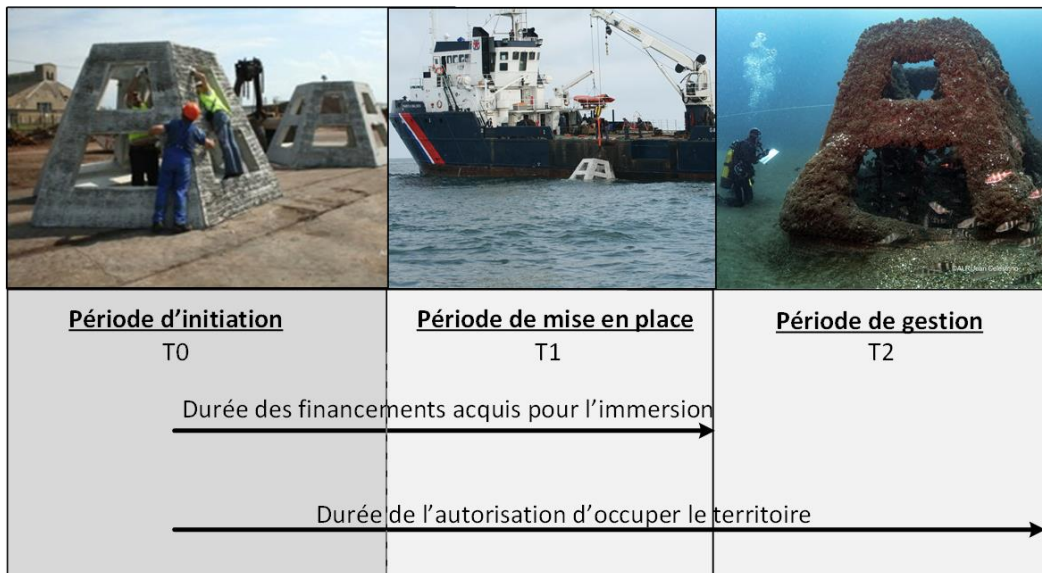


Figure 26 : Les trois périodes de vie d'un projet de RA (adapté de Ramos *et al.*, 2011)

Dans cette partie, nous nous intéressons à la période d'initiation du projet (T0). L'objectif est de retracer le processus qui a permis de passer d'un problème initial à l'action collective. Il s'agit de décomposer le mécanisme de ralliement des acteurs du territoire autour des RA pour en révéler et comprendre les attentes réelles. Cette partie tentera de définir les objectifs spécifiques et critères de succès de chaque site d'étude afin de vérifier s'il y a bien un décalage entre ceux-ci et leurs objectifs généraux (Hypothèse 1).

2. La théorie de la traduction comme méthodologie de recherche

Dans cette partie, nous détaillons la méthodologie issue de la théorie de la traduction de Callon (1986), utilisée pour comprendre le succès des RA en tant qu'innovation technique.

2.1. La théorie de la traduction

La **sociologie de la traduction**, aussi nommée Sociologie de l'Acteur Réseau (SAR), a été développée dans les années 1980 par Callon, Latour et Akrich afin de comprendre l'émergence de faits scientifiques et d'innovations techniques (Callon, 1986 ; Latour, 1987 ; Akrich *et al.*, 2006). Elle cherche à reconstituer le processus de mise en place de l'objet technique et les conditions de son succès. A travers cette approche, le succès d'une innovation scientifique ou technique est appréhendé par son acceptation sociale. En soutenant l'innovation, les acteurs mobilisés participent à son succès. Pour les auteurs, la réussite de toute forme de changement scientifique ou technologique n'est pas seulement due aux caractéristiques intrinsèques de l'objet technique mais également à sa capacité à fédérer les acteurs autour de son utilisation, à créer un réseau (Latour, 1999).

La **théorie de la traduction** s'inscrit dans ce courant et propose de définir le réseau d'acteurs comme un regroupement d'actants constitué d'humains et de non-humains. Ainsi, les objets techniques ou la faune et flore par exemple, sont pris en considération avec un rôle à part entière dans la réussite ou l'échec de l'innovation technique. Cette définition induit une analyse symétrique des actants, accordant autant d'importance ainsi à chacun d'eux (Amblard *et al.*, 2005). De ce fait, un même vocabulaire est employé pour décrire leur implication dans le réseau (Law, 1992).

Cette théorie est mobilisée dans de nombreux domaines de recherche comme les sciences de gestion (Mazzilli & Pichault, 2015 ; Maisonnasse, 2016 ; Goumari & Jaouhari, 2020), les sciences de l'information (Mallet, 2009) ou la géographie (Obin, 2013 ; Lombard Latune, 2018). Compte tenu de la symétrie d'analyse proposée entre les actants, cette théorie apparaît particulièrement adaptée au contexte des RA et à la recherche d'une proposition de cadre d'analyse du socio-écosystème intégrant ainsi les acteurs humains et la faune marine. De plus, cette théorie présente l'intérêt de décomposer étape par étape le processus de mise en place de l'objet technique, dans notre cas les RA, et permet de bien comprendre les intérêts des actants.

Le terme d'« actant », étant très spécifique à la théorie de la traduction, il n'est pas employé couramment. Pour faciliter la lecture, nous n'utiliserons pas celui-ci (le terme « actant »), lui préférant le terme « **acteur** » plus explicite. Nous utiliserons le terme « acteur » pour désigner indifféremment les **humains et les non-humains**.

2.2. Quatre étapes dans le processus de mise en place d'un objet technique

La théorie de la traduction comprend quatre étapes principales nommées (Callon, 1986 ; Reverdy, 2013 ; Lombard Latune, 2018) :

- 1- La « **problématisation** », qui définit les enjeux du projet ;

- 2- L' « **intéressement** », qui définit les intérêts de chaque acteur ;
- 3- L' « **enrôlement** », qui assigne des rôles à chaque acteur ;
- 4- La « **mobilisation** » des alliés, qui permet d'étendre le réseau et de rallier d'autres acteurs à l'action collective.

Un point clé de cette théorie est le **point de passage obligé**. Il correspond à la solution commune trouvée par les acteurs répondant aux enjeux et aux intérêts identifiés. Ces étapes ne sont pas nécessairement chronologiques, l'intéressement peut permettre de définir le point de passage obligé par exemple et elles peuvent être également simultanées. Celles-ci ont été illustrées par Callon (1986) avec l'exemple de la « domestication de la coquille Saint-Jacques » dans la Baie de Saint-Brieuc (Figure 27).

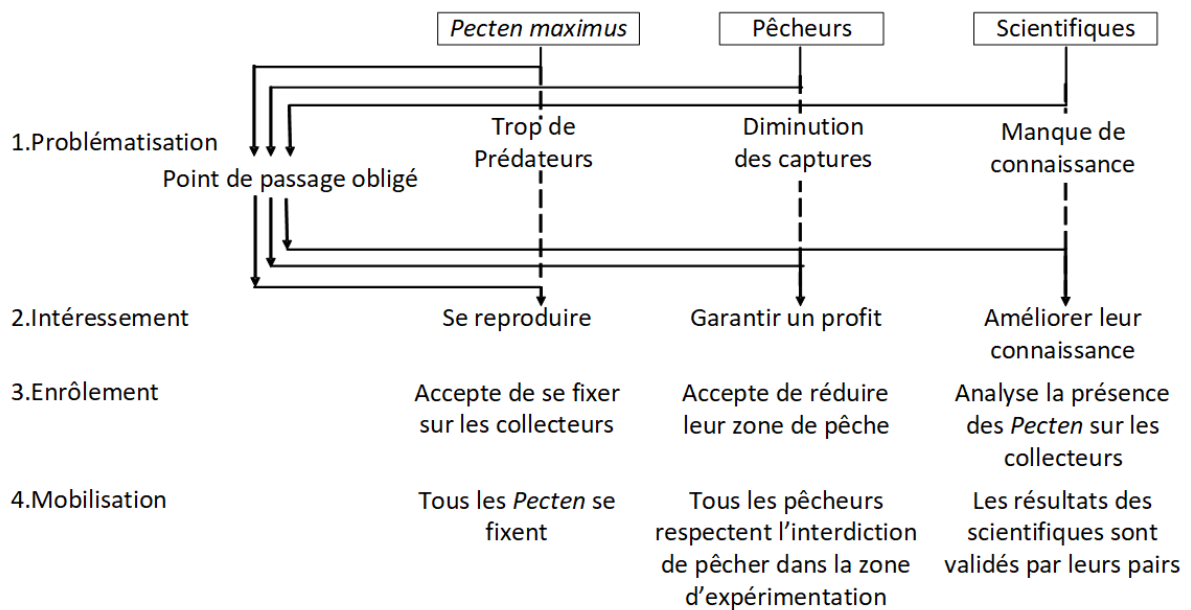


Figure 27 : Schéma des étapes de la théorie de la traduction (adapté de Callon, 1986)

Le contexte de cet exemple est une diminution des stocks de coquilles Saint-Jacques dans la Baie de Saint-Brieuc. Trois acteurs sont identifiés, la coquille Saint-Jacques *Pecten maximus*, les pêcheurs et les scientifiques, avec chacun leur problématique : **Problématisation**. Donnons en exemple le problème des coquilles Saint-Jacques qui est la présence d'un trop grand nombre de prédateurs dans la baie comme les étoiles de mer et la pêche intensive qui l'empêche de se perpétuer (Figure 27).

Une question va rassembler ces acteurs : Est-ce que le captage de larves de coquilles Saint-Jacques peut être amélioré à l'aide de collecteurs ? : **Point de Passage Obligé (PPO)**.

Cette question combine les intérêts de chacun, les incitant à passer à l'action ensemble. Le réseau d'acteurs se met alors en place : **Intéressement**.

L'intérêt de chaque acteur pour le projet va définir leur rôle au sein du réseau : **Enrôlement**. La traduction est dite réussie lorsque chaque acteur joue le rôle qui lui a été attribué.

Enfin, la dernière étape est la consolidation du réseau par intégration et acceptation de nouveaux acteurs : **Mobilisation**.

L'acteur moteur de l'enchaînement de ces étapes est le **traducteur**. Il va traduire les enjeux initiaux aux autres acteurs afin de les inciter à participer au projet. C'est cette action de traduction qui donne son nom à la théorie. Dans l'exemple donné, le traducteur est un des scientifiques.

2.3. Acquisition de données par enquêtes qualitatives

Afin de déterminer les objectifs des RA, il est nécessaire d'entrer au cœur du processus de construction des projets d'immersion. Il s'agit de remettre dans leur contexte chaque projet et d'en retracer les enjeux et les attentes de toutes les parties prenantes.

En sociologie des organisations, plusieurs méthodologies sont utilisées pour recueillir des données. Là où les questionnaires sont pertinents pour établir des statistiques, les entretiens laissent une plus grande liberté d'expression aux interviewés. Cette méthode a déjà été éprouvée pour recueillir la perception des usagers des RA (Tessier, 2013). Celle-ci nous a semblé également adaptée à notre sujet de recherche afin de comprendre la mise en place de projets de RA.

Nous avons choisi d'utiliser plus précisément **l'entretien qualitatif semi-directif**. Ceux-ci permettent de laisser la place à une discussion avec l'acteur interrogé. C'est l'interviewé lui-même qui apporte les informations et l'enquêteur oriente la discussion en fonction de ces informations et des besoins de l'enquête (Morange & Schmoll, 2016). Apparue dans les années 1980, cette méthode est utilisée en complément des enquêtes quantitatives et permet une compréhension plus fine des actions des consommateurs. Lors des premières campagnes d'entretiens, un modèle se construit et est sans cesse enrichi par l'apport des entretiens suivants. Puis, le modèle se consolide jusqu'à ce que les nouvelles entrevues n'apportent plus d'information. Le modèle est alors dit « saturé » et valide les résultats obtenus (Kaufmann, 2011).

Le **choix des acteurs entretenus** suit la méthode dite d'« effet boule de neige » (Figure 28). Cette méthode consiste à partir d'un acteur central à l'étude (dénommé Ego), dans notre cas le gestionnaire actuel du site et/ou le porteur de projet de la période d'initiation (T0), et à interroger tous les acteurs cités lors de l'entretien (Niveau 1). Ces acteurs, identifiés directement par l'acteur central, sont à leur tour interrogés et mentionnent de nouveaux acteurs du réseau (Niveau 2) et ainsi de suite. Afin de rester centré sur le sujet des RA mais de couvrir tout de même un large nombre d'acteurs, les entretiens se sont arrêtés **au niveau 2**.

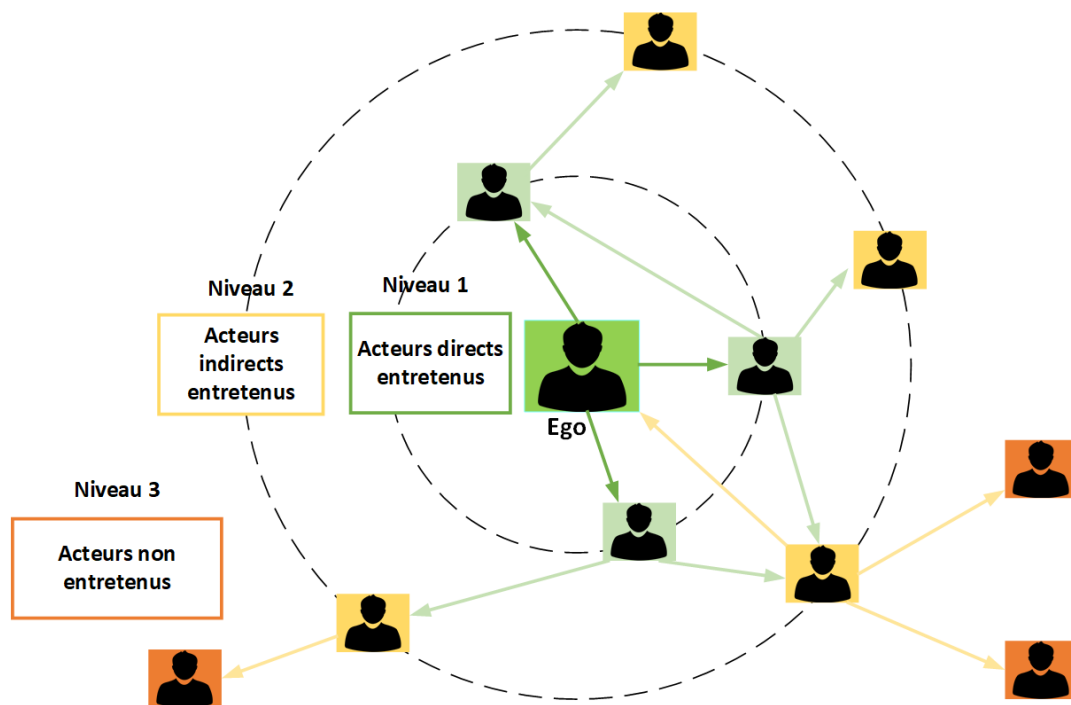


Figure 28 : Méthode d'identification des acteurs dite d' "effet boule de neige"

Pour chaque site étudié, les acteurs ont été identifiés selon cette méthode. Dans certains cas, lorsque l'acteur central identifiait peu d'acteurs, des entretiens supplémentaires ont été effectués en choisissant des acteurs représentant des organisations d'usagers de l'espace marin, des financeurs ou des administrations, potentiellement liés au projet de RA. Plus les sites étudiés étaient anciens (Vallauris, 1981 ; Carry-le-Rouet, 1985), plus il a été difficile d'interroger les acteurs présents lors du montage de projet (contact perdu, acteur retraité, etc.). Dans ces cas-là, seuls les acteurs encore impliqués ont pu être interrogés (Tableau 10). De ce fait, tous les acteurs n'ont pas pu être entretenus. Sur la période T0, nous avons pu interroger 103 acteurs sur les 136 identifiés.

Tableau 10 : Nombre d'acteurs entretenus par site pour la période T0

Site étudié	Nombre d'entretiens réalisés pour la période T0
Manche	
Etretat	8
Cherbourg	15
Atlantique	
Croisic	9
Oléron	22
Capbreton	17
Méditerranée	
Gruissan	9
Agde	4
Carry-le-Rouet	5
Marseille	12
Vallauris	2

La période couverte par cette analyse est la période que nous nommons « initiation » intitulée T0. Celle-ci couvre l'élaboration du projet jusqu'à la fabrication des RA (Figure 26). D'autres entretiens, suivant le même protocole, ont été réalisés auprès des acteurs impliqués dans les périodes post-immersion (T1 et T2). Les résultats de ces entretiens seront utilisés dans la Partie 2.

Pour mener à bien les entretiens, un guide a été élaboré (Annexe 3). L'entretien se déroulait en deux temps :

- **Le premier temps** était dédié à la **compréhension du rôle** joué par l'acteur au sein des projets de RA. Les questions posées étaient ouvertes, dans un premier temps assez large pour laisser la possibilité à l'acteur de s'exprimer librement sans orientation, puis, au fur et à mesure, les questions étaient de plus en plus ciblées. Cinq grands thèmes étaient abordés : la présentation de l'acteur, le contexte historique du site de RA, les intérêts de l'acteur pour ce projet, son rôle/participation au projet, les objectifs et résultats du projet ;
- Le **deuxième temps** concernait la **place de l'acteur au sein du réseau** d'acteurs (développé en Partie 2).

Les entretiens ont été conduits de préférence en présentiel ou à défaut par téléphone. Le premier contact était établi par message électronique, puis par téléphone. Les entretiens ont été enregistrés avec l'accord des acteurs et dans le cas contraire, les notes détaillées de l'entretien leur ont été envoyées pour validation. Les entretiens garantissant l'anonymat, seules les organisations que représentent les acteurs interrogés seront nommées par la suite.

Au cours de notre recherche, un total de 134 entretiens a été réalisé sur une période de 18 mois, entre juillet 2019 et décembre 2020.

2.4. Analyse des entretiens par contenu thématique

Les entretiens ont été retranscrits partiellement car la retranscription globale est chronophage et l'analyse sémantique non nécessaire dans notre approche. Seuls des mots, phrases ou passages ont été retranscrits lors des écoutes successives (Kaufmann, 2011). Cette méthode a l'avantage de pouvoir être appliquée à tous les entretiens à l'aide des enregistrements ou des notes. Les retranscriptions ont ensuite été classées au sein d'une grille à double entrée : les acteurs et les thèmes. Pour chaque thème qui reprend les étapes de la traduction, des sous-groupes ont pu être identifiés. Cette base de données brutes a, par la suite, servi à l'élaboration d'une grille générale d'analyse de chaque étape de la traduction :

0. Contexte

1. Problématisation

- 1.1. Objectifs des RA
- 1.2. Perception des enjeux des autres acteurs
- 1.3. Inquiétude

2. Intéressement

- 2.1. Intérêt de l'acteur
- 2.2. Perception de l'intérêt des pêcheurs
- 2.3. Perception de l'intérêt des collectivités territoriales

	2.4. Perception des intérêts de l'Etat
	2.5. Perception de l'intérêt des autres usagers
3. Influence sur le projet	3.1 Influence sur les autres acteurs
	3.2 Influence sur les mesures de gestion
4. Enrôlement	4.1 Actions
	4.2. Rôle joué
	4.3. Perception de l'enjeu de son rôle
	4.4. Rôle des autres acteurs
5. Implication	5.1. Niveau d'implication
	5.2. Durée d'implication
	5.3. Cause de la fin de l'implication
6. Mobilisation de l'acteur	6.1. Autres acteurs mobilisés
	6.2. Actions de mobilisation
7. Résultats	7.1. Connaissances des résultats de suivis
	7.2. Perceptions des résultats

3. Les récifs artificiels comme point de passage obligé

Chaque projet d'aménagement du territoire répond à une finalité sociale, que ce soit pour subvenir à des besoins nutritionnels, développer des activités économiques ou assurer un environnement adapté à la vie. En déclinant les étapes de la traduction, nous allons appréhender comment les RA sont devenus des solutions en réponse à des problématiques territoriales.

3.1. Etape 0, la contextualisation : l'identification des acteurs du territoire

Le littoral et l'espace marin sont devenus des territoires attractifs, supports de développement de nombreuses activités anthropiques industrielles (énergie renouvelables, pêches, granulats marins, transports), récréatives (pêche, plongée et plus généralement les sports aquatiques) et environnementales (parc, réserve, zone Natura 2000). Cette diversité des usages a une influence directe sur le nombre d'acteurs impliqués dans la gestion de cet espace. En s'appuyant sur la définition des acteurs de l'espace géographique donné par Brunet *et al.* (1993), les acteurs de l'espace marin ont été classés en cinq grandes familles (Figure 29) :

- 1- L'international ;
- 2- L'Etat ;
- 3- Les collectivités territoriales ;
- 4- La société civile ;
- 5- La faune et flore.

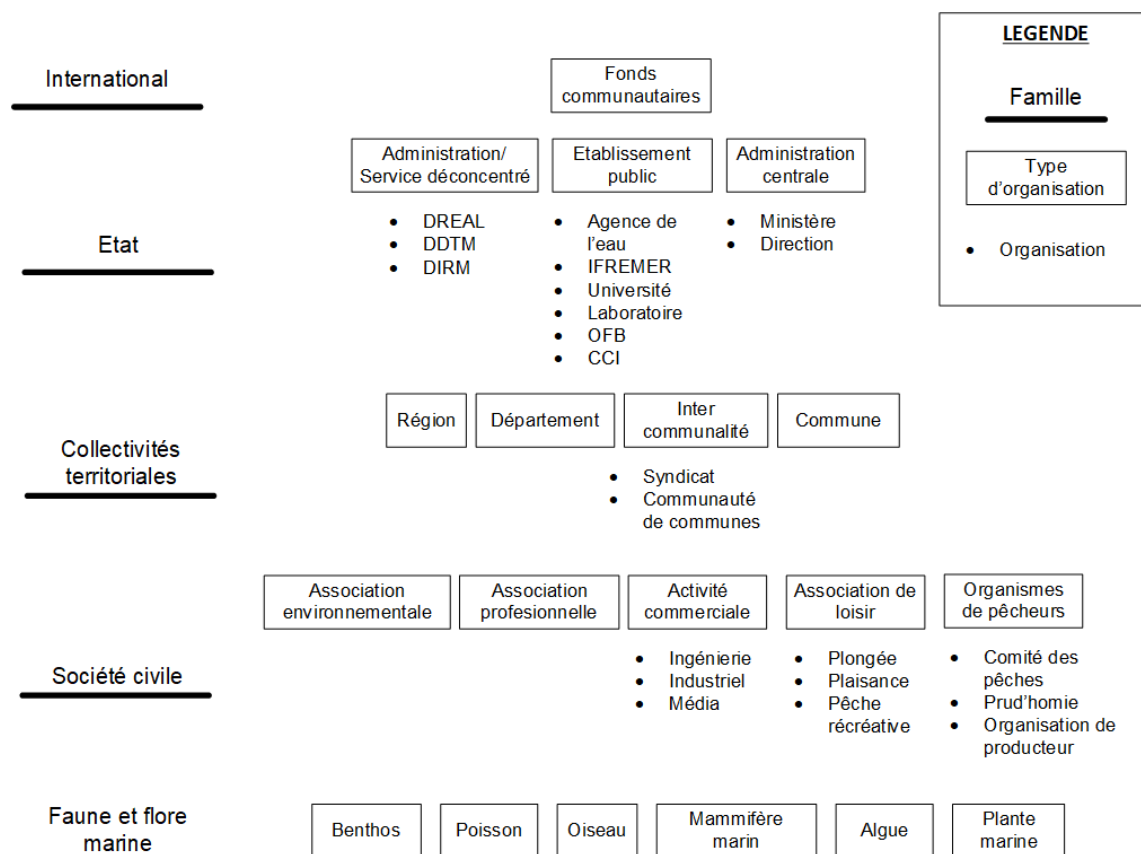


Figure 29 : Les typologies d'acteurs séquencées en familles, type d'organisations et organisations

Nous allons présenter les différentes organisations qui composent ces familles, en précisant synthétiquement le périmètre d'interaction avec notre objet de recherche. La liste des organisations identifiées est disponible en Annexe 4.

3.1.1. Les fonds communautaires

Depuis la création de la Communauté Economique Européenne en 1957 par le traité de Rome, des fonds structurels d'investissements et assimilés ont été au fur et à mesure créés afin d'harmoniser les économies des Etats membres. Cinq fonds communautaires sont répertoriés (Préault *et al.*, 2007) en 2021 :

- 1- le Fond Européen de Développement Régional (FEDER),
- 2- le Fond Social Européen (FSE),
- 3- le Fond de cohésion,
- 4- le Fond Européen Agricole pour le Développement Rural (FEADER),
- 5- le Fond Européen pour les Affaires Maritimes et la Pêche (FEAMP) depuis 2013, anciennement Fond Européen pour la Pêche (FEP) jusqu'en 2013 et Instrument Financier d'Orientation de la Pêche (IFOP) jusqu'en 2006.

Les principaux **fonds communautaires** utilisés dans le cadre des projets de RA sont ceux destinés à soutenir la pêche et ceux du développement régional (FEDER, FEAMP, FEP et IFOP).

3.1.2. *Les représentants de l'Etat entre gouvernance et conseil*

Les différents représentants de l'Etat appartiennent aux services déconcentrés, à l'administration ou aux établissements publics. L'Etat, à travers toutes ses branches, a pour missions principales :

- La coordination et la mise en œuvre des politiques, à l'aide de ses services déconcentrés ;
- La gestion du patrimoine commun (eau, environnement, forêt, site remarquable, grand port maritime, littoral, etc.) ;
- L'encouragement à la recherche et son développement dans tous les domaines ;
- Le financement des programmes ;
- Le conseil et l'expertise.

De manière plus précise, les **établissements publics** sont définis par le ministère de la transition écologique et solidaire, comme « *une personne morale de droit public disposant d'une autonomie administrative et financière afin de remplir une mission d'intérêt général, précisément définie, sous le contrôle de la collectivité publique dont il dépend (État, Région, Département ou Commune)* » (Secrétariat Général, 2019). Les acteurs identifiés font partie des organisations telles que les laboratoires de recherche, les agences de l'eau et les instituts publics ou semi-publics (IFREMER, BRGM). Certains de ces acteurs sont identifiés dans la catégorie représentant de la faune et flore marine car, en tant que scientifiques, ils défendent les intérêts de l'environnement.

Les **administrations ou services déconcentrés** ont un rôle d'accompagnateur des porteurs de projets, d'aide dans leur démarche. Ils conseillent sur les réglementations et ont un rôle de gestionnaire de la ressource et de planification de l'aménagement du territoire. En mer, ils coordonnent les mesures de réglementation des usagers (pêcheurs professionnels et de loisir) ainsi que les mesures de sécurité (balisage, sauvetage). Les acteurs identifiés sont les services de la DIRM, DDTM et DREAL.

L'**administration centrale** coordonne la mise en œuvre des politiques au niveau national. Elle peut être un appui financier à la recherche et au développement et exercer un rôle d'expert. Les acteurs identifiés sont les ministères et leurs directions générales, liés aux thèmes de l'environnement, de la recherche et de la mer.

Peu de ces acteurs ont pu être interrogés (Nombre=16). De plus, dans certains cas, il n'a pas été possible d'interroger les personnes en charge des dossiers d'instruction durant les périodes d'initiation des projets, les postes évoluant régulièrement. Par conséquent, pour la suite de l'étude, les intérêts de ces acteurs ont été établis selon les profils généraux de ces organisations.

3.1.3. *Les collectivités territoriales*

Les collectivités territoriales sont des organes décentralisés qui ont acquis une autonomie juridique, organique (élu) et fonctionnelle. Leurs compétences varient en fonction du territoire qu'elles administrent :

- Les **Régions** sont en charge de l'aménagement du territoire et de l'environnement. En ce qui concerne l'espace marin, elles ont un rôle de développement des formations professionnelles lié aux domaines de la pêche et de l'aquaculture par exemple, et de gestion des fonds communautaires de type FEDER, FEAMP. Elles animent des pôles de compétitivité et

participent au développement économique. Chaque Région met en place ses propres programmes d'actions prioritaires ;

- Les **Départements** ont des compétences plus axées sur le social et le terrestre. Ils ont toutefois un rôle dans le développement du tourisme qui, pour les Départements côtiers, concerne le littoral. Ils financent des actions d'animations sociales sur le territoire. Tout comme les Régions, chaque Département a un programme d'actions indépendant ;
- Les **Intercommunalités** ont un rôle intermédiaire entre les Communes et les Départements. Leurs rôles sont hétéroclites, c'est-à-dire touchant divers domaines comme l'action sociale, l'eau, le développement économique, l'environnement, le tourisme, les ports, etc.
- Les **Communes** sont les premiers interlocuteurs au niveau local. Elles ont un rôle dans l'urbanisme, le développement du tourisme et l'économie locale. Ici encore, en fonction des Communes et de leurs moyens financiers, elles vont pouvoir privilégier certaines actions et intervenir sur l'espace marin.

Les collectivités territoriales ont un rôle important de soutien financier, technique et politique dans les projets sur l'espace marin. Vingt-six d'entre elles ont été interrogées.

3.1.4. *La société civile*

La société civile regroupe aussi bien des organisations de citoyens que les citoyens individuellement (Raymond, 2009). Nous avons choisi de privilégier l'identification des acteurs selon les organisations dont ils font partie et qu'ils représentent.

Les **associations** de type loi 1901 sont des regroupements de personnes « dans un but autre que le partage de bénéfices » (article 1 de la loi du 1er juillet 1901 relative au contrat d'association). Nous les avons classées selon leurs objectifs et leurs modes de fonctionnement :

- Les **associations environnementales** agissent en faveur de la protection de l'environnement. Ces acteurs seront considérés comme des représentants des intérêts de la faune et flore marine ;
- Les **associations de loisirs**, regroupent toutes les associations promouvant des activités ludiques et sportives telles que la pêche, la plongée, la voile, etc. ;
- Les **associations professionnelles** sont des associations ne faisant pas appel à des bénévoles pour mettre en place leurs actions. Elles ont des compétences techniques et scientifiques avec un rôle de soutien aux professionnels de leur secteur.

Les **organisations professionnelles** représentent et défendent les intérêts de la profession auprès des collectivités, de l'Etat et de l'Europe. Dans notre étude, nous avons identifié uniquement les organisations professionnelles du secteur de la pêche et de l'aquaculture. Celles-ci regroupent, à différentes échelles, les prud'homies, les anciens Comités Locaux des Pêches (CLP), les Comités Régionaux des Pêches Maritimes et des Elevages Marins (CRPMEM), le comité national et les Organismes de Producteurs (OP).

Les **activités commerciales** regroupent toutes les activités à caractère économique comprenant aussi bien les bureaux d'études que les acteurs industriels.

De nombreux acteurs ont été identifiés au sein de cette famille. Nous en avons interrogé 69.

3.1.5. *La faune et flore marine*

La faune et flore marine font partie intégrante des acteurs de l'espace marin. Nous les avons répertoriés sur la base des rapports de suivis scientifiques effectués sur les RA. Nous avons réalisé un premier regroupement en fonction de grands groupes taxonomiques de manière large. Certaines espèces sont présentes dans l'espace marin étudié mais n'ont pas été identifiées dans les rapports ni par les acteurs humains représentants de la faune, elles ne sont donc pas prises en compte dans cette première partie (zooplancton, bactérie...). Dans la Partie 2, une analyse plus précise du réseau de ces acteurs non-humains les intégrera.

Pour l'instant, les acteurs non-humains identifiés sont :

- La faune benthique, vivant en relation avec le substrat ;
- Les communautés de poissons démersaux et pélagiques, vivant dans la colonne d'eau et à proximité du fond ;
- Les oiseaux marins ;
- Les mammifères marins ;
- Les algues ;
- Les plantes marines (comme les posidonies en Méditerranée ou les zostères pour la Manche et l'Atlantique).

Ces acteurs ne pouvant exprimer leurs opinions verbalement, ils sont représentés par des acteurs humains. Ces acteurs interviennent en tant que porte-paroles car ils ont un rôle de défense, de protection et d'amélioration de la connaissance de la faune et flore marine au sein d'organisations de type associatives, d'organismes de recherche ou de services de l'Etat. Il n'a pas été possible de distinguer, pendant les entretiens, la perception de ces acteurs en tant que représentant de la faune de celle lié à leur rôle au sein de leurs organisations. Pour ne pas avoir une sur-représentativité de ces acteurs, leur opinion est prise en compte en tant que **porte-parole de la faune et flore** (Nombre=25).

Nous avons ainsi recensé un ensemble d'acteurs territoriaux en relation avec l'espace marin donnant un aperçu sur le nombre d'acteurs potentiel à impliquer dans un projet d'aménagement côtier. A partir de ce recensement, nous allons saisir comment ceux-ci ont été impliqués dans les projets de RA et quel a été leur rôle.

3.2. *Etape 1, la problématisation : l'origine des projets*

La première étape de la traduction consiste à identifier un enjeu, autrement dit un problème rencontré par un acteur. C'est pourquoi cette étape se nomme la problématisation.

Pour comprendre l'origine des projets des RA, il faut remonter à l'acteur ou au noyau d'acteurs qui a initié la démarche de passage à l'action : **acteur initiateur**. Deux cas de figures se présentent :

- soit l'acteur initiateur se tourne vers un autre acteur pour traduire son problème en solution : **l'acteur traducteur**,
- soit il identifie lui-même la solution.

L'enjeu identifié est fortement lié au contexte local, qu'il soit politique, économique ou écologique. Comme nous l'avons vu en introduction, les sites de RA étudiés ont été mis en place dans des contextes différents (Figure 30).

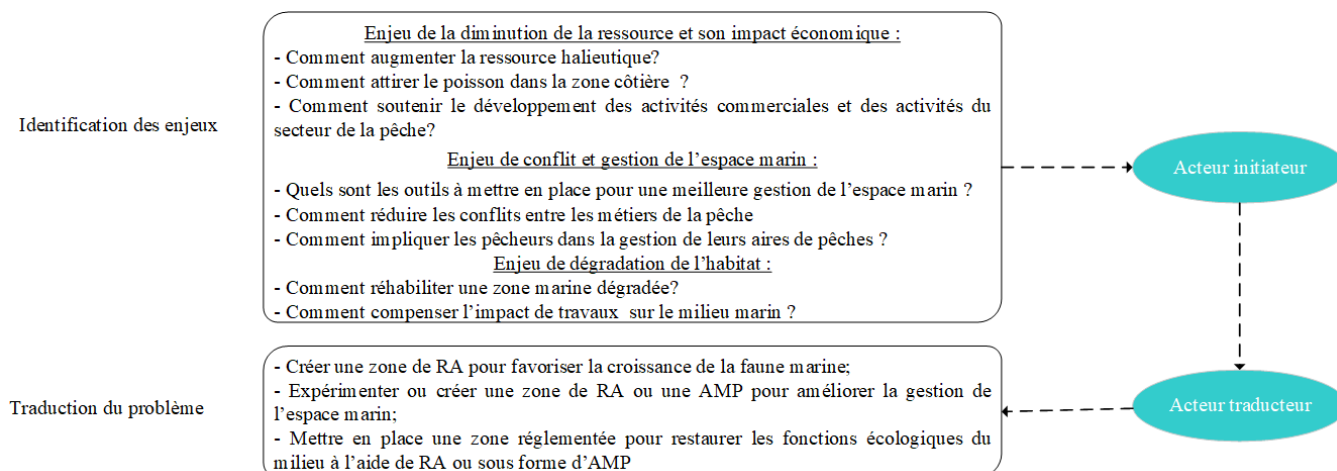


Figure 30 : Traduction des trois types d'enjeux identifiés par l'acteur initiateur en quatre solutions

Trois types d'enjeux sont identifiés.

1-L'enjeu de la diminution de la ressource et son impact économique

Au début des années 1980 puis dans les années 1990-2000, le secteur de la pêche fait face à une crise avec une baisse importante des captures. L'impact économique de cette diminution des captures se fait sentir dans le secteur de la pêche. Les problèmes soulevés directement par les pêcheurs peuvent être formulés de la manière suivante (Figure 30) :

- Comment augmenter la ressource halieutique ?
- Comment attirer le poisson dans la zone côtière ?
- Comment soutenir le développement des activités commerciales et des activités du secteur de la pêche ?

La création d'une zone spécifique dédiée à la croissance de la faune marine est proposée comme solution et les RA apparaissent directement comme des outils adaptés répondant à cet enjeu.

D'une façade à l'autre, le type d'acteur initiateur et traducteur diffère :

- En **Manche**, la CCI de Fécamp s'est emparée de la problématique et s'est auto-désignée traducteur (Etretat) ;
- En **Atlantique**, les projets initiés par la communauté de pêcheurs amateurs ou professionnels ont été soit traduits directement par eux-mêmes (Capbreton), soit par les collectivités territoriales (Oléron) ;
- A contrario en **Méditerranée**, les prud'homies (acteurs initiateurs) ont sollicité leurs Communes ou le Département comme traducteur (Gruissan, Agde, Vallauris).

2-L'enjeu de conflit et de gestion de l'espace marin

Les crises successives du secteur de la pêche engendrent des tensions entre les différents métiers notamment entre les chalutiers et les métiers plus côtiers (fileyeurs, caseyeurs). Ce conflit prend son origine dans le non-respect de l'interdiction de chaluter dans la bande côtière des 3 milles nautiques qui

réduit d'autant la production des métiers côtiers qu'il dégrade leur matériel. Les problèmes soulevés dans ce contexte sont liés à la gestion de cet espace. Il convient, dès lors, de chercher des solutions au règlement de ce conflit :

- Quels sont les outils à mettre en place pour une meilleure gestion de l'espace marin ?
- Comment réduire les conflits entre les métiers de la pêche ?
- Comment impliquer les pêcheurs dans la gestion de leurs aires de pêches ?

Ces enjeux de gestion de l'espace ont été identifiés par trois projets (Figure 30) :

- **Carry-le-Rouet.** L'acteur initiateur est la Région qui a traduit la problématique par la mise en place d'une Aire Marine Protégée (AMP) et la création d'une association pour porter le projet puis en assurer la gestion, qui devient alors l'acteur traducteur ;
- **Agde.** Cet enjeu de gestion de l'espace est combiné à celui de la diminution de la ressource. Une même solution est proposée pour répondre aux deux problématiques, à savoir la création d'une zone de RA comme outil de protection de l'espace côtier ;
- **Croisic.** L'enjeu est identifié par les pêcheurs (acteur initiateur) et a été traduit par les pêcheurs eux-mêmes sous forme d'expérimentation de zone de RA pour améliorer la gestion de leur espace.

3-Les enjeux de dégradation de l'habitat :

La construction d'aménagements de la bande littorale à terre comme en mer (aménagement portuaire, de plage ou d'infrastructure terrestre) impacte potentiellement le milieu. Depuis la loi Littoral de 1986 sur la protection de la nature (Loi n° 86-2 du 3 janvier 1986 relative à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral), ces impacts doivent être identifiés afin d'envisager des mesures pour les éviter, les réduire et compenser les dommages (Latune *et al.*, 2019).

Face à cet enjeu, plusieurs questions se posent :

- Comment réhabiliter une zone marine dégradée ?
- Comment compenser l'impact de travaux sur le milieu marin ?

Cette dernière question est encore d'actualité concernant la compensation de travaux impactant des substrats meubles.

Ces enjeux de dégradation de l'habitat ont été identifiés par trois projets (Figure 30) :

- **Cherbourg.** Lors de la création de l'extension d'un terre-plein dans la rade de Cherbourg, la problématique de la compensation liée à la perte d'habitat rocheux a été soulevée. Lors de la phase de négociation, les pêcheurs de loisirs, inquiets de voir recouvrir leur zone de pêche par un terre-plein ont suggéré la création d'une zone de RA. La compensation par création d'une zone de RA est alors initiée par le port de Cherbourg (acteur initiateur et traducteur) en réponse à leur inquiétude ;
- **Vallauris.** L'enjeu identifié est la régression de l'herbier de posidonies. Celui-ci est conjoint à l'enjeu de diminution de la ressource. Le projet a été initié et traduit par le Département ;
- **Marseille.** Les travaux d'aménagement de la ville de Marseille (création de plage avec les déblais du métro) ont eu des répercussions sur l'environnement. L'enjeu identifié est également la régression de l'herbier de posidonie. La problématique soulevée par la Commune a été traduite par celle-ci.

Pour synthétiser, sur les trois enjeux identifiés, les acteurs initiateurs sont à 55% des organisations professionnelles ou des associations amateurs du secteur de la pêche. Les acteurs traducteurs des enjeux, quant à eux, sont plus variés (Figure 31). Mais il apparaît que les collectivités territoriales (Communes, Intercommunalités et Départements) sont des acteurs privilégiés pour le rôle de traducteur (64%). A contrario, les organismes ou acteurs de la pêche ne sont traducteurs que dans 9% des cas. Cette distinction entre acteur initiateur et acteur traducteur est donc importante car les acteurs ne sont pas les mêmes : l'enjeu original du projet est déterminé par les acteurs initiateurs (majoritairement les pêcheurs) mais sa traduction en solution est liée à l'acteur traducteur (majoritairement les collectivités territoriales).

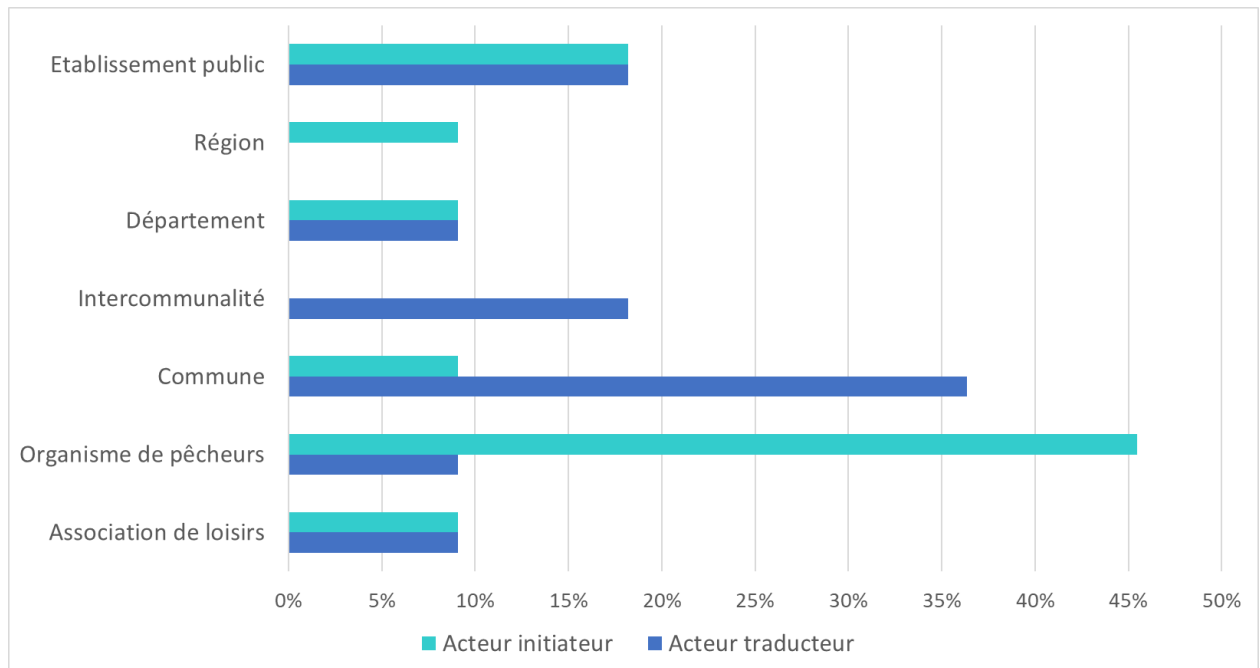


Figure 31 : Typologie des acteurs initiateurs et traducteurs

De ces trois principaux enjeux, trois solutions ont été formulées par les traducteurs :

- 1- Créer une zone de RA pour favoriser la croissance de la faune et flore marine ;
- 2- Expérimenter ou créer une zone de RA ou une AMP pour améliorer la gestion de l'espace marin ;
- 3- Mettre en place une zone réglementée pour restaurer les fonctions écologiques du milieu à l'aide de RA ou sous forme d'AMP.

Pour chaque projet, une ou plusieurs solutions sont retenues. Sur les dix projets étudiés, la première solution envisagée par les acteurs traducteurs est la création d'une zone de RA pour favoriser la croissance de la faune (identifié pour 60% des projets).

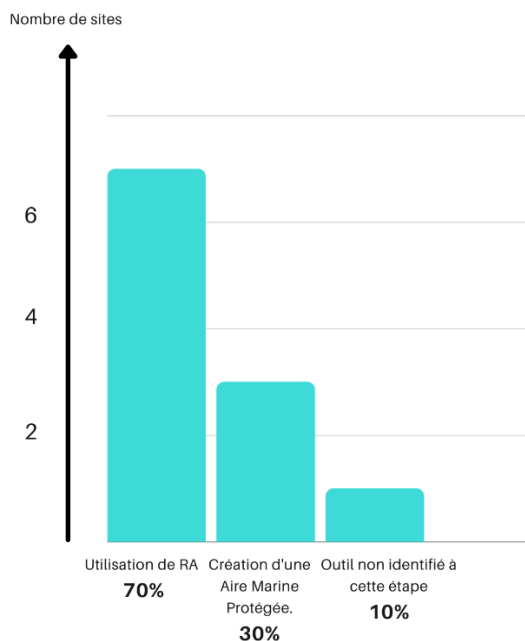


Figure 32 : Les outils envisagés pour répondre aux trois enjeux identifiés sur les dix sites d'étude

L'immersion de RA comme solution à l'enjeu identifié n'est pas évidente dans tous les cas (Figure 32). Certains acteurs, initiateurs ou traducteurs, ont dès le début identifié cet outil et les RA sont parfois l'objectif même du projet (70% des cas). En effet, les RA ont fait l'objet de reportages télévisés ou d'articles dans la presse (Thalassa, journal télévisé local, régional ou national) qui présentaient leurs déploiements au Japon. Les acteurs intéressés par le milieu marin ont pu découvrir leurs utilisations et s'en inspirer. Dans d'autres cas, comme pour la création d'AMP ou assimilées, l'idée d'immerger des RA est apparue plus tard, comme outils de négociation (que nous aborderons dans les étapes suivantes de la traduction).

A l'issue de cette première étape de la traduction, les acteurs initiateurs et traducteurs ont été définis (Figure 33). Ces derniers vont alors mener l'action collective. Pour cela, ils vont identifier des besoins et cibler des acteurs pour les enrôler dans l'action.

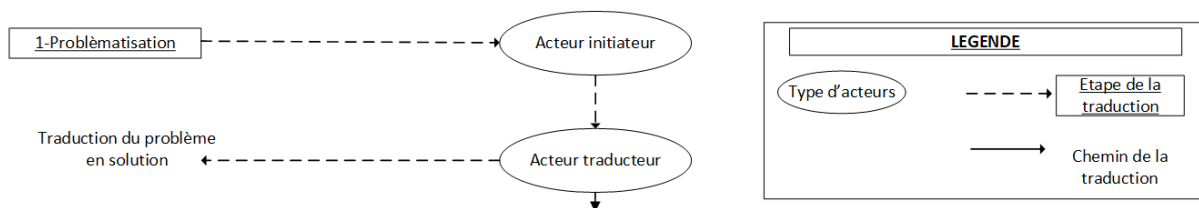


Figure 33 : Etape 1 de la traduction appliquée aux RA : la problématisation

3.3. Etape 2, l'intéressement : définition des intérêts des acteurs

La deuxième étape de la traduction est l'intéressement. Dans l'étape précédente, nous avons défini la solution proposée par le traducteur, que nous pouvons maintenant qualifier d'**objectif initial** du projet. Dans cette deuxième étape, nous verrons l'influence que peut avoir les acteurs sollicités sur cet objectif initial.

3.3.1. *Les besoins identifiés pour le passage à l'action*

Pour mener à bien la réalisation de l'objectif initial, le traducteur identifie des besoins. D'une manière générale, l'ensemble des besoins répertoriés sur les cas étudiés sont (Figure 34) :

- **Une autorisation** : selon l'emplacement du projet en mer, la législation diffère. En France, les RA sont implantés dans de faibles profondeurs (<50 m), à l'intérieur des 12 milles nautiques et sont soumis à une demande d'autorisation d'utilisation du Domaine Public Maritime. Cette autorisation donne le droit d'utiliser la zone demandée à titre temporaire mais l'Etat reste souverain du territoire maritime. L'autorisation est donnée pour une période définie et peut être soumise à des conditions d'exécution, de suivis ou de sécurité. Tout ceci est soumis à une législation en constante évolution et à un durcissement des conditions d'autorisation, entraînant la constitution de dossiers de demande d'autorisation de plus en plus complexes et forcément plus coûteux (demande d'études complémentaires, rédaction de dossier complexe nécessitant l'intervention de bureaux d'études) ;
- **Un financement** : celui-ci conditionne la dimension du projet ;
- **L'acceptation de la société civile** : la société civile regroupe ici tous les usagers de la mer, ainsi que les acteurs du territoire impactés de près ou de loin par le projet. L'acceptation du projet peut être une condition à l'obtention de l'autorisation et/ou des financements ;
- **Un suivi scientifique** : il consiste à mettre en place des campagnes d'échantillonnage afin de mesurer les résultats et vérifier l'atteinte des objectifs du projet. Il est alors un moyen de contrôle de la présence de la faune et de la flore sur le site. Il peut être une condition pour l'obtention de l'autorisation et/ou des financements ;
- **La colonisation par la faune et la flore** : elle consiste à s'assurer que le projet est adapté à la faune et la flore marine visée. Elle s'appuie sur les connaissances de la communauté scientifique, porte-parole de cet acteur ;
- **Un porteur de projet** : l'acteur traducteur devient généralement le porteur de projet puis celui-ci devient le concessionnaire du territoire maritime demandé. Mais, dans certains cas, un porteur de projet complémentaire peut être nécessaire pour apporter une garantie financière, condition à l'obtention de l'autorisation ;
- **Un support technique** : il permet de dimensionner le projet en fonction des contraintes techniques et financières. Des acteurs possédant les compétences spécifiques peuvent être requis. Sans être une obligation, la présence d'un support technique peut apporter la rigueur et la qualité nécessaire au dossier de demande d'autorisation de plus en plus complexe ;

Les éléments indispensables sont l'autorisation et le financement. Ils impliquent eux-mêmes d'autres besoins pour leur réalisation (Figure 34). Ainsi, les sept besoins identifiés (autorisation, financement, acceptation sociale, suivi scientifique, colonisation de la faune et flore marine, porteur de projet et support technique) sont plus ou moins dépendants les uns des autres.

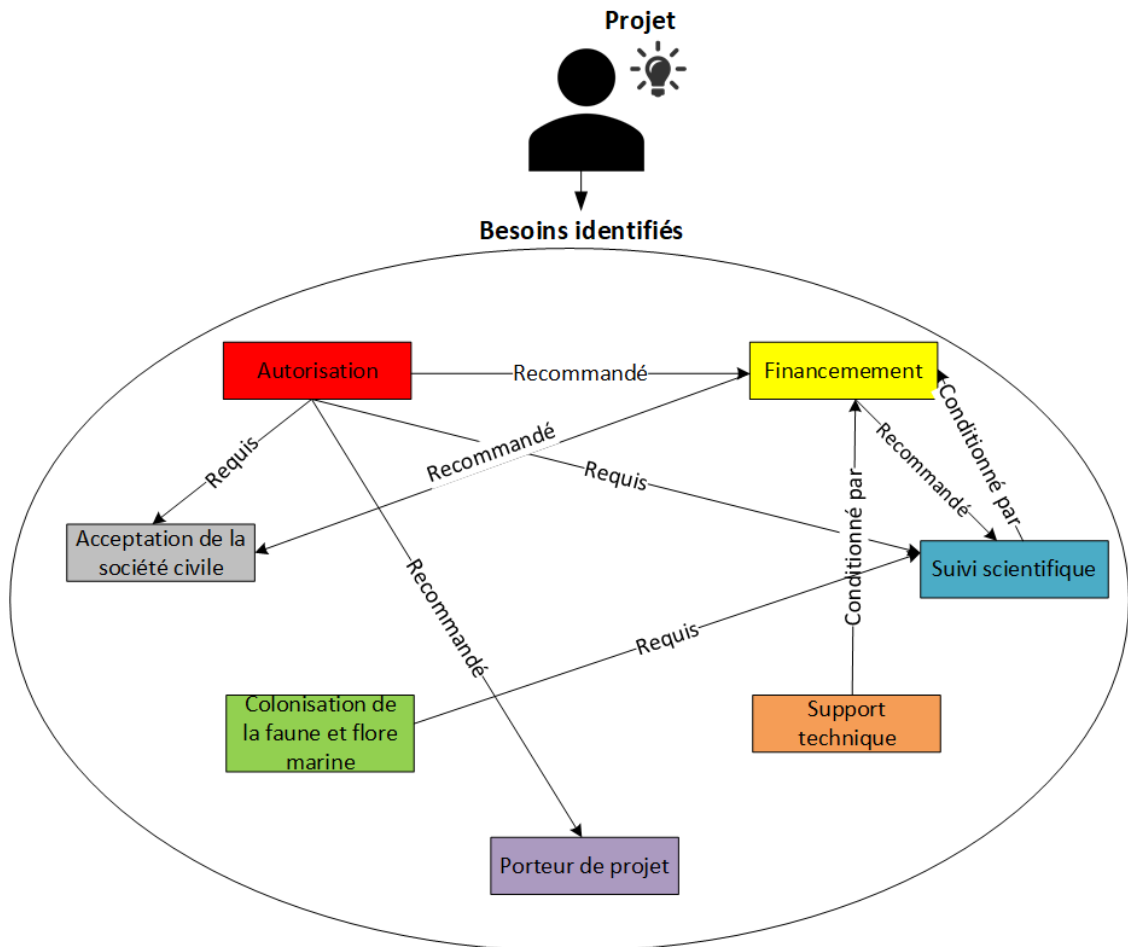


Figure 34 : Les besoins identifiés en amont des projets de RA

Cette étape a permis d'identifier sept besoins (Figure 35). Dans les projets étudiés, très peu ont identifié l'ensemble des sept besoins dès le départ. C'est au cours de l'identification des intérêts des acteurs que ces besoins vont apparaître.

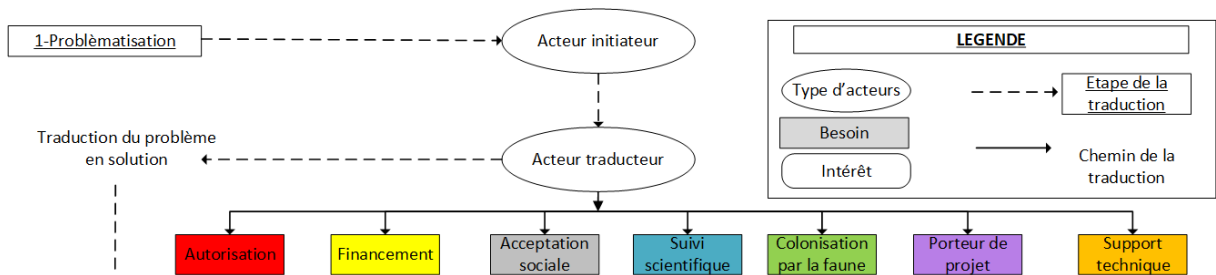


Figure 35 : Etape 2 de la traduction appliquée aux RA : la définition des besoins

3.3.2. Les intérêts des acteurs au cœur de la définition finale des objectifs du projet

Après avoir identifié ses besoins, le traducteur identifie les acteurs correspondants.

Les acteurs identifiés pour répondre aux sept besoins :

Chaque famille d'acteurs (Figure 29) peut répondre à un besoin selon ses compétences (Figure 36) :

- L'**Europe**, à travers les fonds communautaires, est identifiée comme financeur de projet dans tous les cas étudiés ;
- L'**Etat**, par ses services déconcentrés, est ciblé pour obtenir les autorisations nécessaires à l'immersion de RA ou à la mise en place de mesures de gestion en mer. Les établissements publics sont sollicités pour tout type de besoin en fonction de leur spécificité. Par exemple, certains établissements comme les Agences de l'Eau peuvent financer des projets ou d'autres comme l'Ifremer sont sollicités pour donner un avis scientifique sur le projet ;
- Les **collectivités territoriales** sont principalement ciblées comme financeur et en tant que porteur de projet. En effet, le statut de collectivité leur confère une certaine stabilité structurelle et financière qui rassure les services de l'Etat sur la pérennité du projet. Dans notre étude, elles sont nommées porteuses de projets dans 6 cas sur 10 ;
- La **société civile** est, quant à elle, ciblée pour les aspects techniques, pour la réalisation de suivis scientifique et bien sûr pour son acceptation du projet ;
- La **faune et la flore** sont également ciblées pour leur acceptation du projet, à travers la validation de leurs porte-paroles.

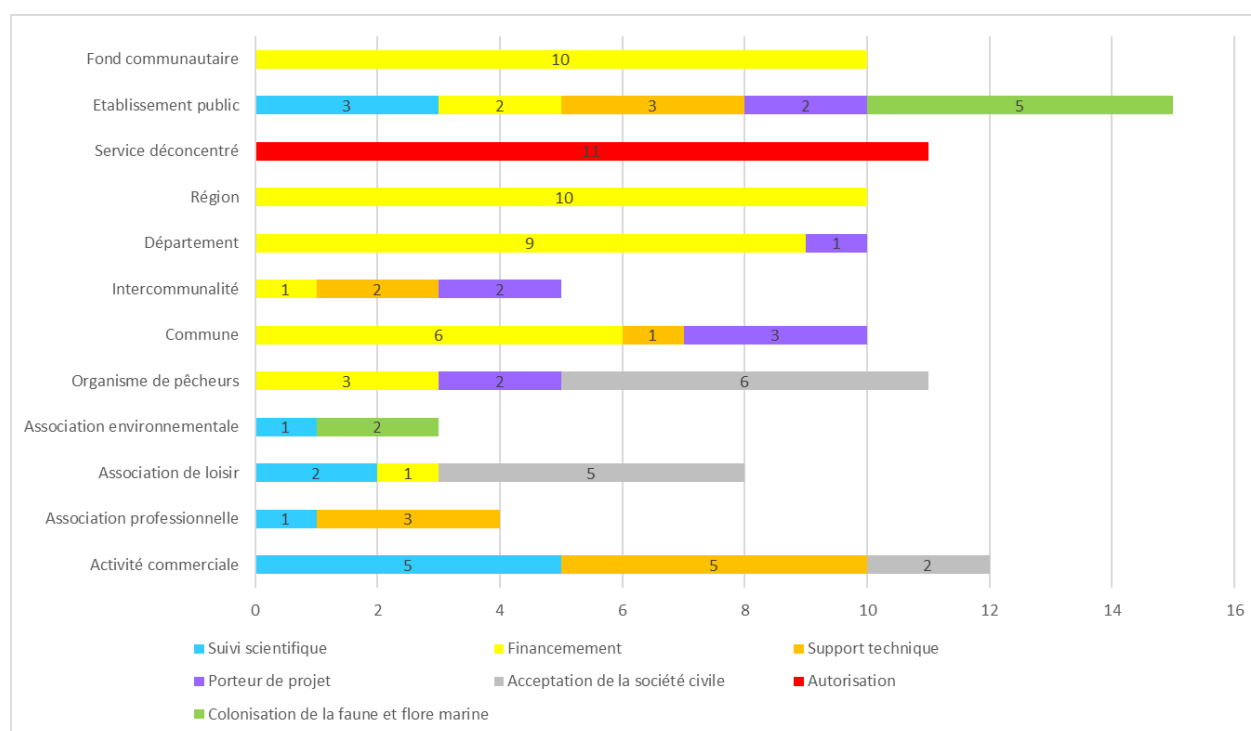


Figure 36 : Identification des rôles des acteurs au sein de chaque projet

Ainsi pour chaque besoin, des acteurs ont été identifiés (Figure 37). Chacun d'entre eux a ses intérêts propres qui peuvent influencer l'orientation du projet.

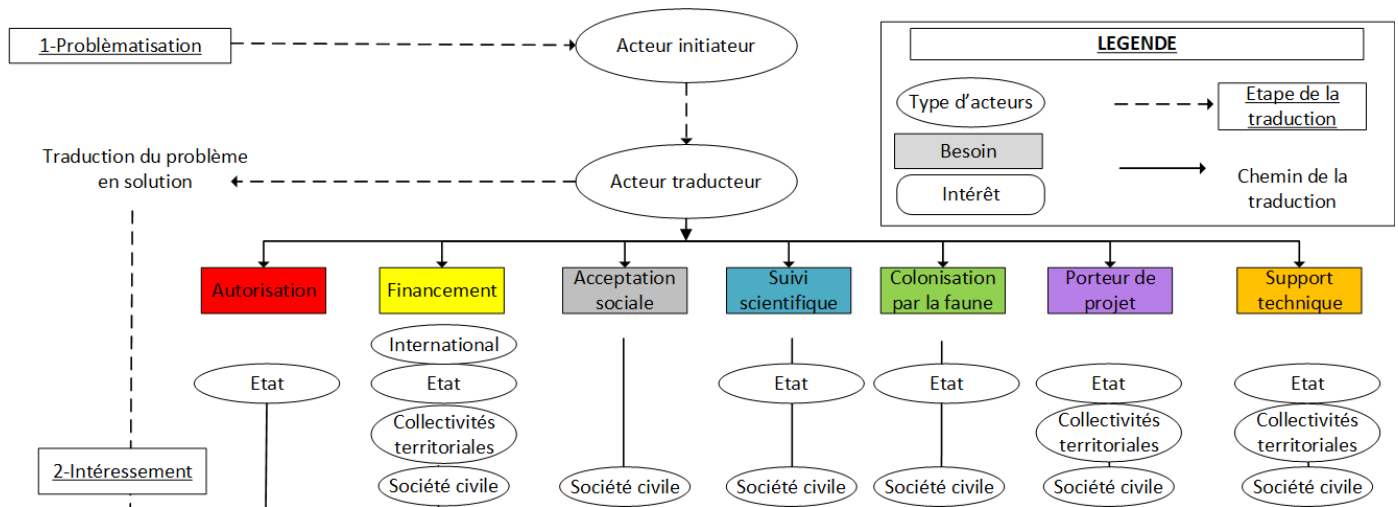


Figure 37 : Etape 2 de la traduction appliquée aux RA : les acteurs identifiés pour chaque besoin

Les intérêts de ces acteurs :

A l'aide des données issues des entretiens, nous avons pu lister et classer l'ensemble des intérêts mentionnés par les acteurs. Nous les avons regroupés en fonction de grandes thématiques (Tableau 11). Les intérêts principaux qui ressortent de l'analyse sont la protection écologique d'une zone (23 fois mentionnés), l'intérêt que le projet peut avoir pour la communication, l'éducation et la sensibilisation (20 fois mentionnés), l'intérêt de mettre en place des RA dans un objectif d'améliorer les fonctionnalités écologiques du milieu (19 fois mentionnés) et l'intérêt de développer ou maintenir une économie locale (19 fois mentionnés). A l'opposé, les intérêts les moins mentionnés sont l'aspect gestion du territoire, politique, le manque d'intérêt général pour le projet ou son axe non prioritaire. L'aspect récréatif et anti-chalutage des RA est également peu cité (9 et 5 fois mentionnés), montrant que ces intérêts ne sont portés que par une minorité d'acteurs. Dans l'ensemble, les intérêts des acteurs sont très diversifiés, et ce, quels que soient les projets de créer des zones de RA pour favoriser la croissance de la faune marine, de créer des AMP ou d'expérimenter des RA afin de gérer l'espace marin ou bien de mettre en place des zones réglementées pour restaurer les fonctionnalités écologiques. Ceux-ci ne laissent pas indifférents les acteurs du territoire.

Tableau 11 : Les intérêts des acteurs pour les projets

Thématique	Référence (utilisée dans les figures suivantes)	Précision	Nombre de fois mentionnés comme un intérêt
1. Economique	1.1.	Commercial : développement de marché d'avenir, développement de l'économie	19
	1.2.	Récréatif : utilisation	9
2. Culturel	2.1.	Communication, éducation et sensibilisation : valorisation de l'image du métier de la pêche, valorisation du territoire	20
	2.2	Amélioration des connaissances scientifiques	17
3. Sécurité	3.1.	Surveillance et prévention des risques, sécurité maritime	7
	3.2.	Protection physique : anti-chalutage	5
	3.3.	Encadrement des usages et gestion du territoire	2
4. Ecologique	4.1.	Croissance et biodiversité	19
	4.2.	Protection biologique par des mesures de gestion	23
	4.3	Production : développement de la ressource halieutique	7
5. Relationnel	5.1.	Satisfaction de l'opinion politique, l'électorat	4
	5.2.	Concertation avec les acteurs locaux : créer des interactions avec les acteurs	9
6. Pas d'intérêt	6.1.	Le projet n'est pas une priorité d'action	4
	6.2.	Pas d'intérêt pour le projet	7
7. Opposition	7.1.	L'artificialisation du milieu naturel, dénaturation de l'habitat naturel de substrat meuble	3

Selon la famille d'acteurs, les intérêts peuvent être plus ou moins marqués (Figure 38). En effet, ceux-ci sont étroitement liés au rôle qu'ils entretiennent en tant que représentant d'organisations. Par exemple, les services de l'Etat ont un rôle de contrôle, de conseil, d'appui et parfois de gestionnaire du patrimoine naturel. L'analyse montre que ce sont les principaux acteurs soucieux de l'artificialisation du milieu naturel, en lien avec leur mission. La société civile étant la famille d'acteurs avec le plus de diversité, cela se retrouve dans la diversité de leurs intérêts.

Partie 1 : Enrôlement des acteurs d'un territoire vers un objectif commun d'immersion de récifs artificiels

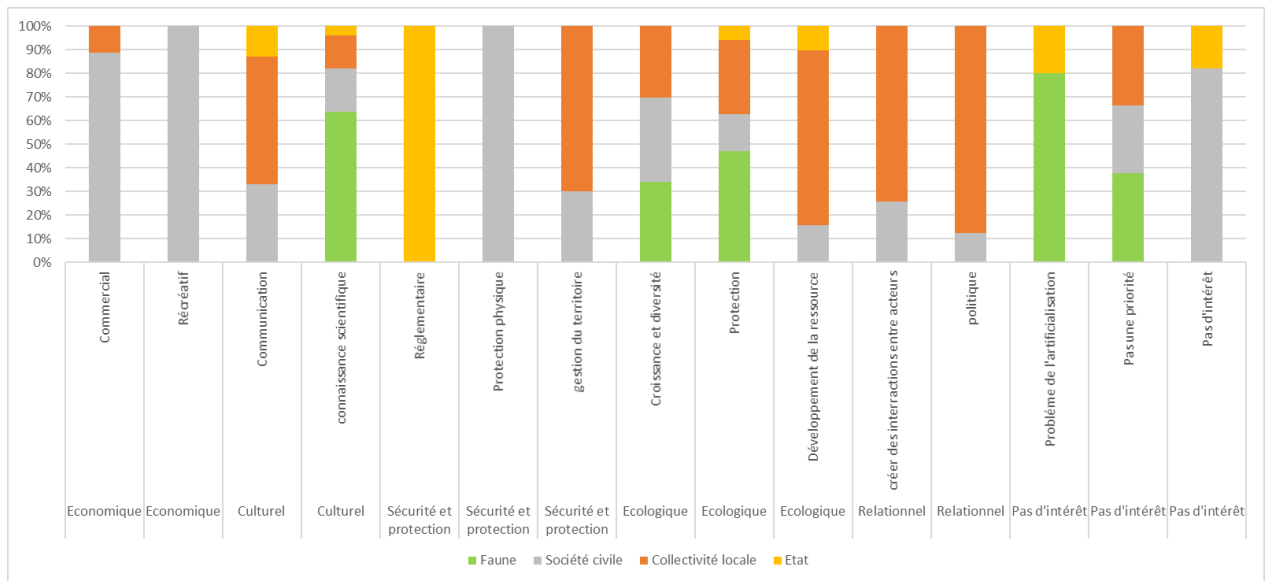


Figure 38 : Répartition des intérêts selon les typologies d'acteurs interrogés

Cette seconde étape de la traduction a permis d'identifier les besoins inhérents à l'objectif initial, les acteurs du territoire pouvant répondre à ces besoins et leurs intérêts (Figure 39).

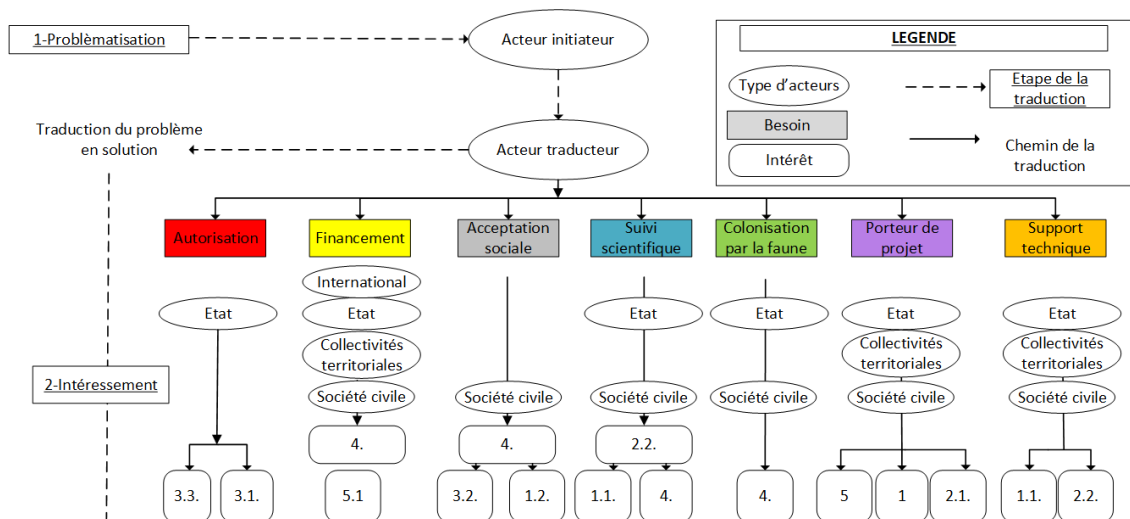


Figure 39 : Etape 2 de la traduction appliquée aux RA : les intérêts des acteurs identifiés

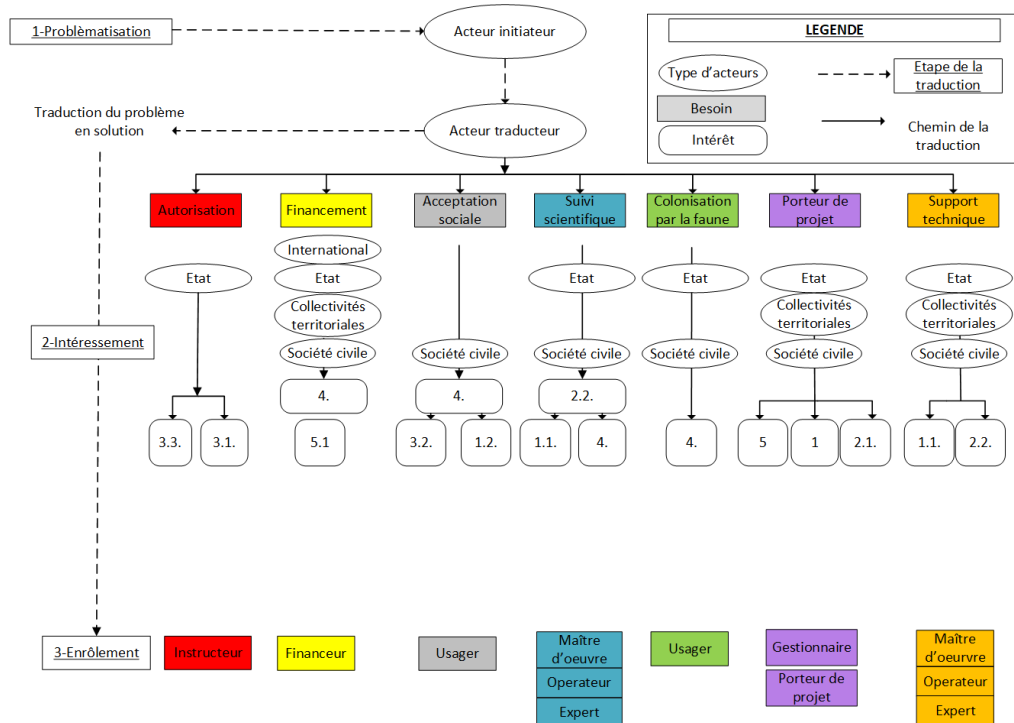
3.4. Etape 3, l'enrôlement : l'influence des acteurs sur le projet

Une fois que le traducteur a identifié les besoins du projet et les intérêts des acteurs, la prochaine étape consiste à les convaincre de s'impliquer. Cela nécessite d'assigner aux acteurs un rôle, une tâche ou une mission spécifique qui en fait des acteurs essentiels au projet : en d'autres termes, il s'agit de l'enrôlement.

3.4.1. Les rôles proposés pour le passage à l'action

Les rôles proposés aux acteurs sont identifiés en fonction des besoins et peuvent induire différents types de participation : active ou passive, tout au long de la vie du projet de RA (de la période d'initiation à la période de gestion). Les rôles identifiés sont les suivants (Figure 40) :

- **Le financeur** : il peut proposer un soutien financier pour la totalité ou une partie du projet ;
- **Le porteur de projet** : il est légalement responsable de la zone et doit s'assurer du respect de la réglementation, gérer le lancement du projet, établir les demandes de financement, choisir les fournisseurs de services pour le déploiement et les études scientifiques. Sur les sites étudiés, quatre cas sur dix ont délégué le montage de projet à un acteur qui deviendra le gestionnaire, une fois les RA immergés ;
- **Le gestionnaire** : il n'a pas de rôle pendant la période d'initiation du projet, mais il peut être désigné en amont et suppléer le porteur de projet dans certaines de ses fonctions ;
- **Le maître d'œuvre** : il coordonne la réalisation et la mise en œuvre des campagnes scientifiques et assure un soutien technique au porteur de projet. Il est choisi par le porteur de projet ou le futur gestionnaire ;
- **L'opérateur ou le technicien** : il met en œuvre le projet ;
- **Les usagers de l'espace marin** : ils sont présents dans l'espace marin. Ce sont des acteurs issus de la société civile et de la faune et flore marine. Leur rôle est passif. La société civile joue un rôle consultatif, en étant tenue informée du projet. Leurs avis sont exprimés sans nécessairement pouvoir influencer la prise de décision ;
- **L'instructeur** : il prend la décision d'accorder ou non la mise en œuvre du projet ;
- **L'expert** (scientifique ou technique) : il joue un rôle consultatif.



Pour parvenir au point d'acceptation du rôle à jouer, une phase de négociation s'enclenche.

3.4.2. La phase de négociation

Comme il a été vu précédemment, chaque acteur identifié à ses intérêts propres qui vont pouvoir influencer l'orientation du projet à l'issue d'une phase de négociation. A l'aide des entretiens, nous avons pu lister et classer l'ensemble des résultats de la phase de négociation, c'est-à-dire l'ensemble des influences que les acteurs ont eu sur les projets étudiés. Nous les avons regroupés en fonction de grandes thématiques (Tableau 12) :

- **L'influence sur le financement et les objectifs.** C'est le premier point clé de la négociation généralement menée par les élus et les organismes de pêcheurs. Le financement et les objectifs du projet sont liés car, de manière générale, l'attribution de financement est soumise à validation de certains acteurs (les élus) et les objectifs du projet doivent être en adéquation avec les axes d'orientation du programme de financement.
- **L'influence sur la localisation du projet** est le deuxième point clé de la négociation. Il s'agit de faire des compromis entre la faisabilité technique, les enjeux environnementaux et les espaces utilisés par les activités des usagers ;
- **L'influence sur les mesures de gestion.** Elle peut concerner les mesures de restriction de l'accès aux usagers par exemple mais également le choix de l'organe de gestion ;
- **L'influence sur les éléments scientifiques,** concerne principalement le choix des types de suivis à mettre en place et l'agencement des modules ;
- **L'influence sur les éléments techniques,** porte sur les matériaux et la forme des modules.
-

Tableau 12 : Les influences des acteurs sur les projets

Type d'acteurs	Financement et objectif	Localisation du projet	Mesure de gestion	Scientifique	Technique
International	1				
Administration	1	1			3
Etablissement public	1		1	3	2
Région	1			1	
Département	1				
Intercommunalité	1	1	1	1	1
Commune	6		1		2
Organisation de pêcheurs professionnels	3	7	7		1
Activité commerciale					4
Association environnementale			1		1
Association de loisirs		1		1	
Total	15	10	11	6	14

Il est à noter que sur les 134 acteurs interrogés, seuls quelques-uns entrent en phase de négociation, puis influencent le projet. Certains éléments du projet sont réglementaires et ne peuvent être négociés tandis que d'autres, comme les caractéristiques techniques (15 fois mentionnés), les financements et objectifs (14 fois mentionnés), les mesures de gestion (11 fois mentionnés) et la localisation (10 fois mentionnés) sont des sujets de négociation dont l'issue détermine la participation de l'acteur au projet, son enrôlement. L'influence des acteurs sur ces éléments dépend en partie de leur importance pour la mise en place du projet.

L'autorisation délivrée par l'**administration** est indispensable à la mise en place du projet. L'influence de cet acteur est donc très forte. Sur trois sites étudiés, celle-ci s'est traduite par une obligation de modifier le design des RA pour assurer la réversibilité du projet (influence technique). La réversibilité d'un projet est nécessaire en vertu du règlement de propriété du fond marin français qui spécifie que le substrat doit être réhabilité en fin de projet. Dans certains cas, les mesures de suivis sont spécifiées dans la convention d'utilisation du DPM, obligeant les porteurs de projet à proposer des mesures de suivis sur toute la durée de concession (influence sur les mesures de gestion).

Les **collectivités territoriales**, influencent les objectifs pour qu'ils correspondent à leur politique et aux lignes directrices des programmes de financement (influence d'objectifs). Les élus qui soutiennent le projet vont avoir un rôle de facilitateur d'attribution de subventions et d'acceptation du projet au niveau des collectivités territoriales. En contrepartie, ils influencent les orientations du projet par des ajouts ou modifications des objectifs.

Les **organisations de pêcheurs** professionnels décident de l'emplacement et suggèrent les règles d'usages dans 9 cas sur 10 (influence sur la localisation du projet et mesures de gestion). Ils ont un certain pouvoir politique dont ils se servent dans la phase de négociation. Longtemps, l'espace marin a été défini comme leur « propriété » car ils étaient les seuls à s'y aventurer pour en exploiter les ressources. Ils sont donc considérés comme les référents de cet espace et tout nouveau projet ou activité doit obtenir leur approbation. Ils sont également la porte d'entrée pour l'utilisation de fonds européens dédiés à la pêche qui assure au projet, un financement conséquent. Lorsque la problématisation n'est pas de leur initiative, par exemple sur Capbreton, l'origine du problème est soulevée par des pêcheurs de loisirs. Ils se servent de cette phase de négociation pour mettre en avant leurs intérêts. Ainsi, sur le projet de Capbreton, les RA ont été acceptés par les pêcheurs professionnels s'ils remplissaient la fonction de protection contre le chalutage. Sur Marseille, l'objectif de RA à vocation de production halieutique a été mis en avant à l'issue des phases de négociation. Et sur Carry-le-Rouet, c'est l'objectif de protection des RA qui a été identifié pendant cette phase. Ces acteurs ont donc plus d'influence que d'autres, de sorte que l'objectif général du projet reflète davantage leurs intérêts.

Les autres acteurs ont moins de pouvoir d'influence. Les **organismes scientifiques** par exemple, peuvent déterminer le nombre et les types de suivis mais leur influence reste limitée et conditionnée par les financements (influence scientifique). Les scientifiques, au nom de la faune et flore marine, suggèrent des tailles, des formes et des cavités adaptées aux espèces ciblées (influence technique).

Quelques acteurs, par exemple les **associations de loisirs**, n'ont pas été enrôlées dans les projets, ce qui pourrait s'expliquer par leur faible capacité à guider le projet dans une direction qui correspond à leur intérêt (pas d'influence sur les mesures de gestion). Ces acteurs ne sont pas des acteurs clés : leur

participation est souhaitable mais leur implication n'est pas nécessaire. Les associations de pêcheurs de loisirs, quant à elles, ont suggéré, dans le cas de Cherbourg, l'utilisation des RA en compensation de pertes de zone de pêches.

Les projets étudiés sont des sites actuels de RA, ce qui signifie que la traduction a réussi et que la plupart des acteurs ont accepté de jouer le rôle qui leur a été proposé. A l'issue de cette étape, les acteurs sont enrôlés dans le projet d'immersion de RA. Ils ont accepté leur rôle ou l'ont refusé. Finalement, les rôles essentiels ont été acceptés et la mise en place du projet peut avoir lieu. Le processus de traduction est clôturé pour la période d'initiation des projets (Figure 41).

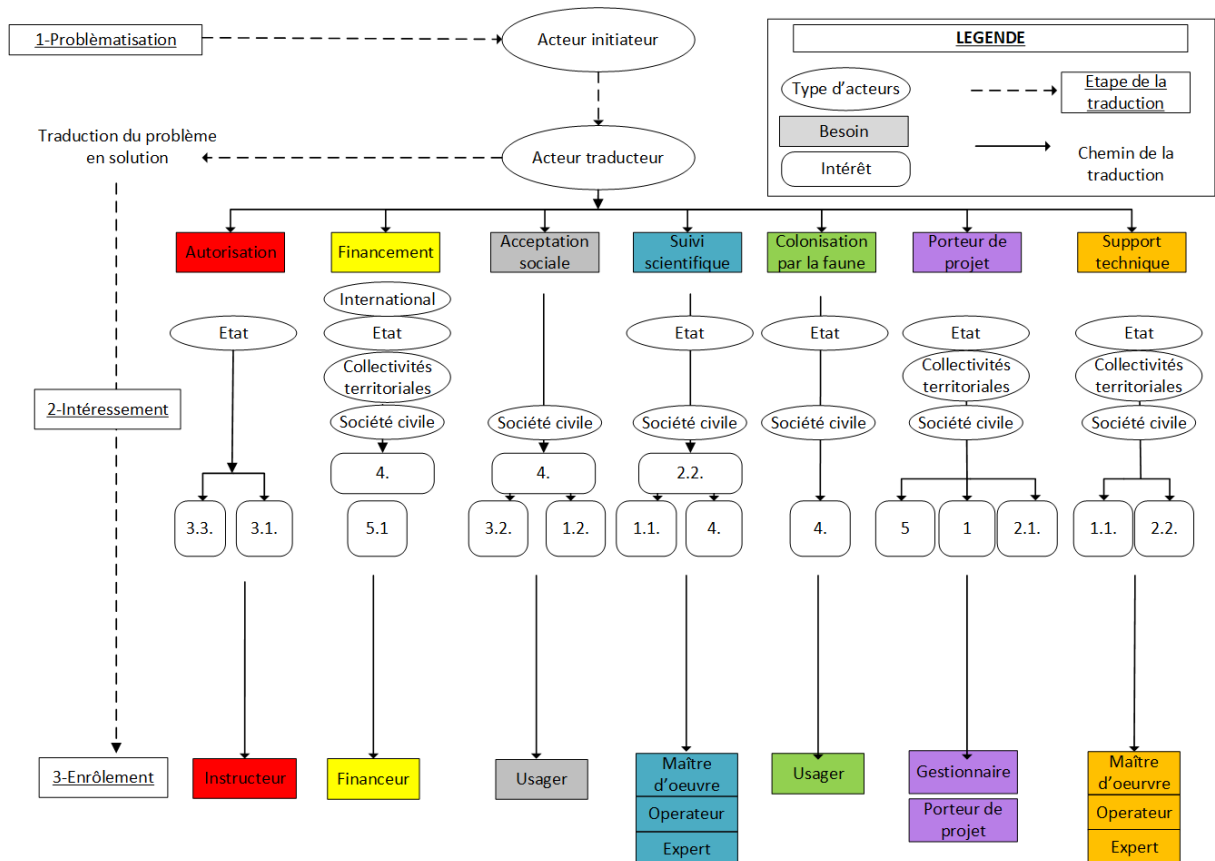


Figure 41 : Etape 3 de la traduction appliquée aux RA : la phase de négociation

3.5. Point de passage obligé : la convergence des intérêts vers un projet de récifs artificiels

Suite à la phase de négociation, les besoins nécessaires à la mise en place du projet et les intérêts des différents acteurs convergent, l'immersion de RA est alors le point de passage obligé permettant la réalisation de l'ensemble de ces intérêts (Figure 42) :

- Les RA par leur processus de fabrication et la recherche et le développement de leur design sont générateurs d'activité économique (Thématique 1.1.) ;
- Ils sont des supports de communication, témoin de la colonisation de la faune et de la flore et des modifications environnementales (Thématique 2.1.) ;
- Les RA peuvent servir à une réflexion commune sur la gestion et les réglementations de l'espace marin en amenant les acteurs à échanger et construire un projet commun (Thématiques 3.1. ; 3.2. ; 3.3. ; 5.2.) ;

- Leurs suivis scientifiques peuvent permettre d'améliorer la connaissance sur leur fonctionnement et ils peuvent être le support d'instrumentation pour des suivis environnementaux dans un cadre plus général (Thématique 2.2.) ;
- Les RA peuvent être des supports de développement des quatre fonctions écologiques (nurserie, alimentation, habitat et reproduction), (Thématiques 1.2. ; 4.1. ; 4.2. ; 4.3.) ;
- L'artificialisation du milieu reste maîtrisée, les projets sont de faible envergure et la proportion de substrat meuble reste conséquente sur les sites d'implantation (Thématique 7.1.) ;
- L'opinion politique peut être valorisée et marquée par la réalisation d'un projet d'immersion de RA (Thématique 5.1.).

Sur l'ensemble des cas étudiés, l'immersion de RA a été cet **élément fédérateur** permettant d'associer tous les acteurs nécessaires au projet y compris lorsque l'objectif initial n'incluait pas des RA (création d'une aire marine protégée et mise en place une zone réglementée pour restaurer les fonctions écologiques du milieu).

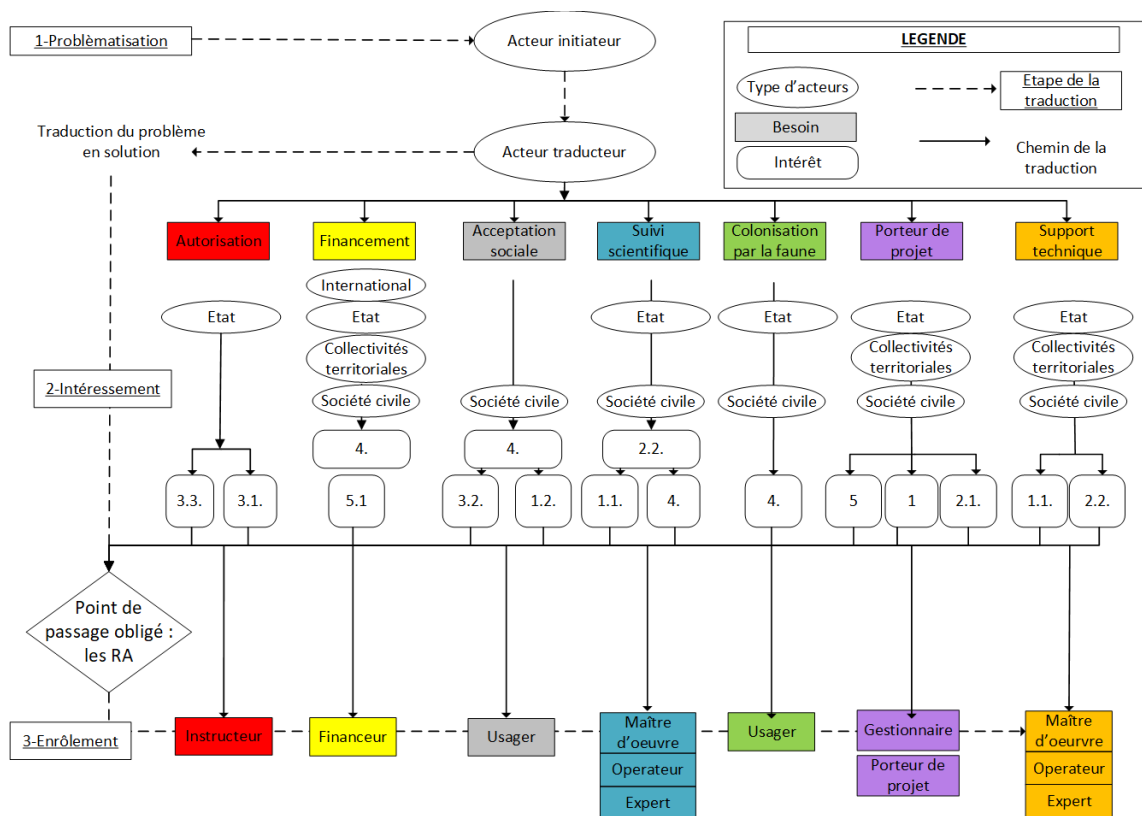


Figure 42 : Etape de la traduction appliquée aux RA : le point de passage obligé

4. Bilan de la traduction

A l'issue de cette description des étapes de traduction appliquées aux RA, nous allons tenter de répondre à notre première hypothèse : les objectifs généraux, énoncés lors des immersions de RA (production, protection, récréatif, éco-fonctionnel), ne reflèteraient pas les réelles attentes de l'ensemble des parties prenantes du projet.

4.1. Définition des objectifs spécifiques révélés par la traduction

Nous avons vu en introduction que les sites de RA étudiés ont des objectifs de :

- Production et protection pour Agde, Gruissan, Capbreton, Croisic et Carry-le-Rouet.
- Production et éco-fonctionnel pour Marseille, Cherbourg et Vallauris.
- Production pour Etretat, Oléron.

Nous n'avons pas étudié de RA avec des objectifs récréatifs car il n'y en avait pas encore de répertoriés au début de notre étude.

A l'aide de la traduction, il a été possible de mettre en évidence l'ensemble des **intérêts** des acteurs au commencement du projet (pendant l'étape d'intéressement). Une fois enrôlés dans le projet, ces intérêts deviennent **de réelles attentes**. Ces attentes sont en quelque sorte les objectifs que chaque partie prenante fixe au projet commun de RA de production, protection ou éco-fonctionnel (le point de passage obligé). La théorie de la traduction a donc permis d'identifier d'autres objectifs que ceux identifiés en introduction, qui peuvent être assimilés aux **objectifs spécifiques**. En reprenant le schéma du processus de l'évaluation, nous avons répertorié sur nos sites d'étude, trois objectifs généraux (production, protection et éco-fonctionnel) et 11 objectifs spécifiques (Figure 43).

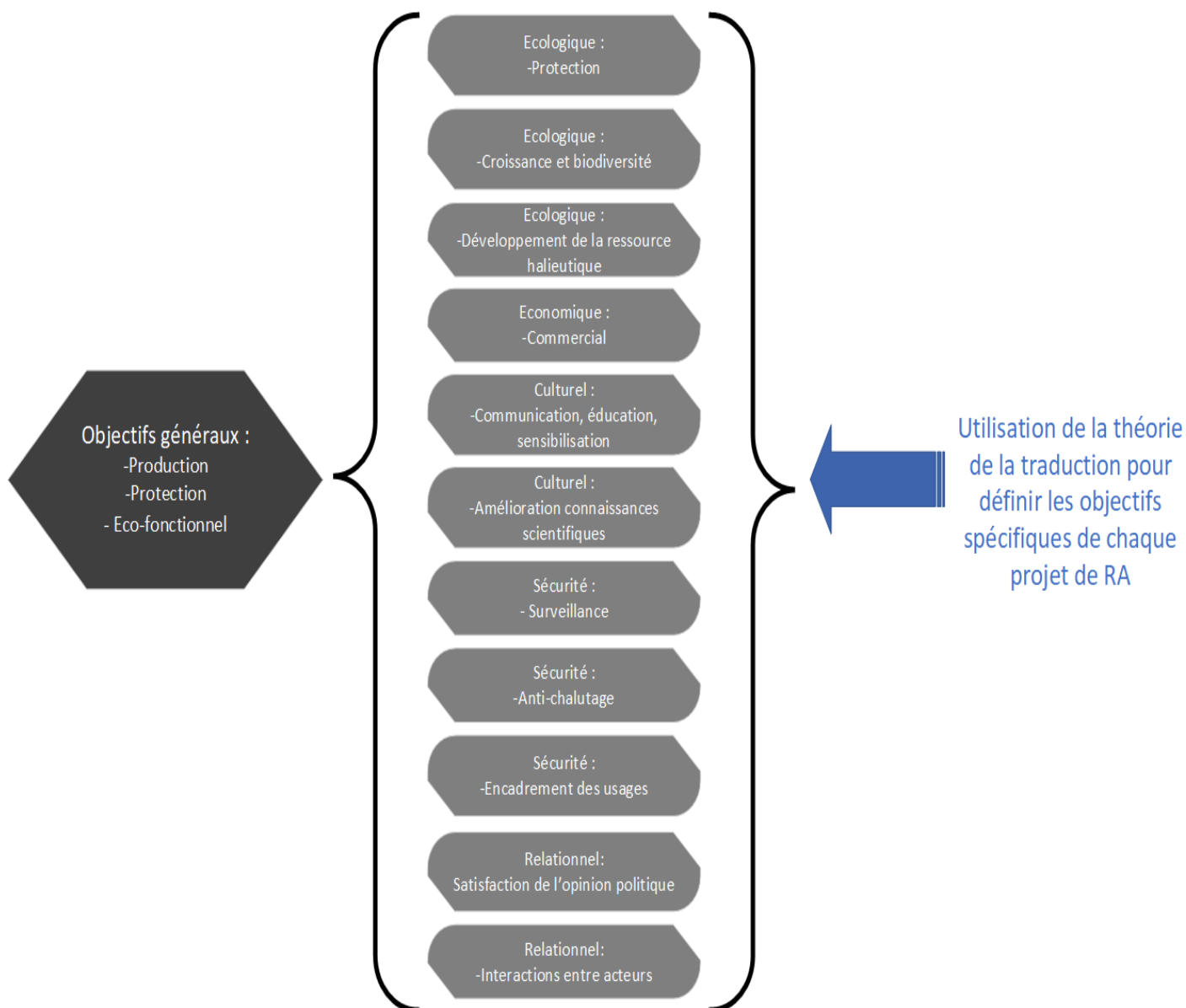


Figure 43 : Définitions des objectifs spécifiques révélés par la traduction

Pour répondre à l'hypothèse 1, selon laquelle il existe un décalage entre les attentes réelles et les objectifs généraux des projets de RA, nous voyons bien que les objectifs du projet évoluent à travers le processus de traduction. Les projets débutent avec un **objectif** que nous avons nommé **initial**, qui est la solution proposée par le traducteur. Puis, pendant **l'étape d'intéressement**, des **objectifs spécifiques** font jour en fonction des intérêts des acteurs sollicités. Notons tout de même, que ces objectifs spécifiques ne sont retenus que si l'acteur est enrôlé dans le projet. Enfin, durant **l'étape d'enrôlement et la phase de négociation**, l'**objectif général** est défini en fonction des influences des acteurs (Figure 44).

Partie 1 : Enrôlement des acteurs d'un territoire vers un objectif commun d'immersion de récifs artificiels

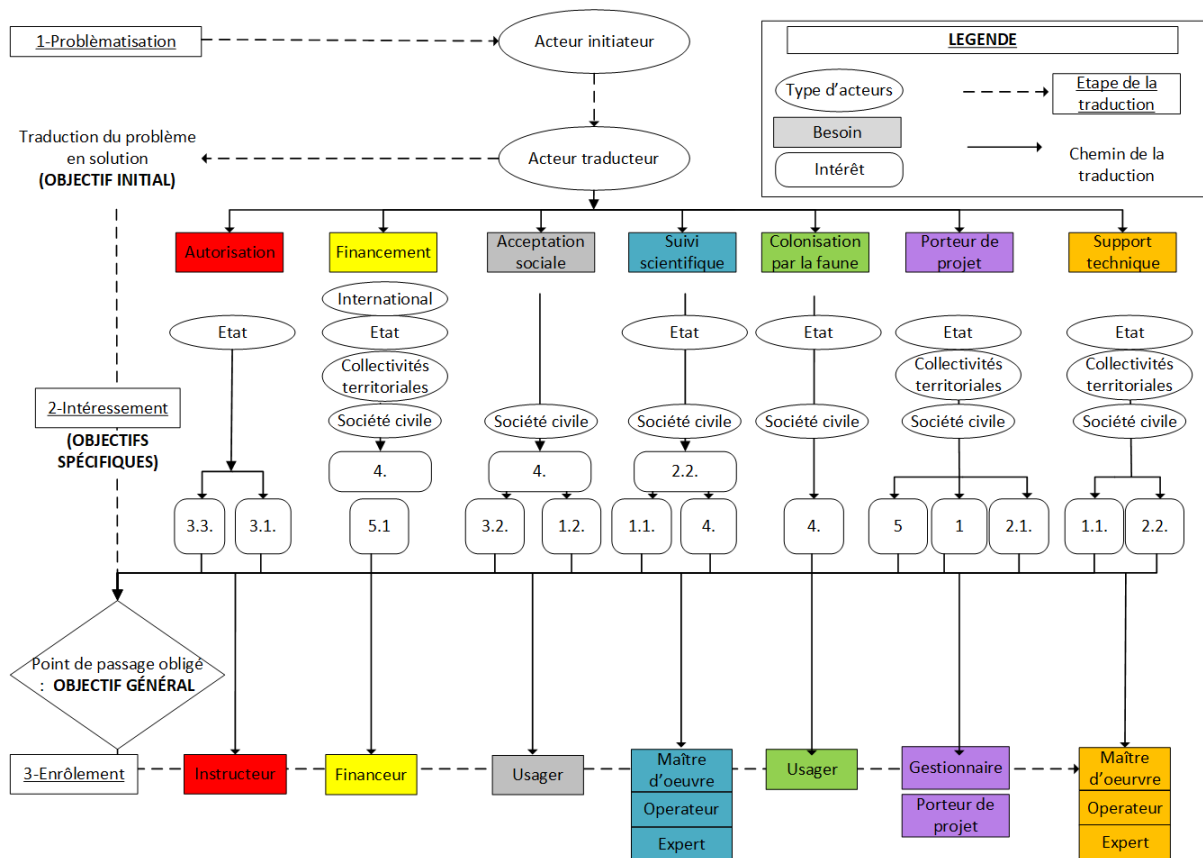


Figure 44 : La traduction de l'objectif initial en objectif général (les intérêts des acteurs sont référencés à partir du tableau 11)

C'est bien à travers le processus de traduction que ces objectifs généraux se sont formés. Ceux-ci ne reflètent pas l'ensemble des objectifs (spécifiques) du projet mais uniquement les intérêts des acteurs influents. C'est pourquoi il y a un décalage entre les attentes réelles des acteurs impliqués dans le projet (objectifs spécifiques) et les objectifs généraux. A l'issue des étapes de traduction, nous pouvons valider notre première hypothèse.

4.2. Les objectifs spécifiques sociaux et écologiques des sites étudiés explicités

Les étapes de la traduction ont été appliquées à chaque site d'étude. Ainsi, nous avons pu définir les objectifs spécifiques pour chacun d'eux (Tableau 13). Les objectifs spécifiques ont été scindés en grandes thématiques en reprenant celles utilisées pour définir les intérêts des acteurs : écologique, économique, culturel, sécurité et relationnel. Ces objectifs spécifiques peuvent également être répartis en deux catégories selon s'ils sont écologiques ou sociaux.

Tableau 13 : Les objectifs spécifiques écologiques et sociaux des projet de RA étudiés

Site étudié	Traduction du problème	Objectif général	Objectif spécifique écologique		Objectif spécifique social			
			Protection biologique	Croissance et biodiversité	Economique	Culturel	Sécurité	Relationnel
Etretat	Expérimenter des zones de RA pour favoriser la croissance de la faune marine	Production	non	4.1. ; 4.3	1.1	non	3.1.	non
Cherbourg	Mettre en place une zone réglementée pour restaurer les fonctions écologiques du milieu	Production et éco-fonctionnel	4.2.	4.1.	non	2.2.	3.1.	non
Croisic	Expérimenter des zones de RA pour améliorer la gestion de l'espace marin	Expérimentation Production et protection	non	4.1 ; 4.3	non	2.2.	3.2.	5.2
Oléron	Expérimenter des zones de RA pour favoriser la croissance de la faune marine	Expérimentation production	4.2.	4.1. ; 4.3	1.1	2.1	3.1.	5
Capbreton	Créer une zone de RA pour favoriser la croissance de la faune marine	Production et protection	4.2.	4.1. ; 4.3	non	non	3.1. ;3.2.	non
Gruissan	Créer des zones de RA favoriser la croissance de la faune marine	Production et protection	non	4.1. ; 4.3	non	non	3.1. ; 3.2.	5.1.
Agde	Créer des zones de RA pour améliorer la gestion de l'espace marin et favoriser la croissance de la faune marine	Production et protection	non	4.1. ; 4.3	1.1.	2.1.	3.2.	5.1.
Carry-le-Rouet	Créer une AMP pour améliorer la gestion de l'espace marin	Production et protection	4.2.	4.1	non	2.1. ;2.2.	3.1. ;3.2. ; 3.3.	5.1 ; 5.2.
Marseille	Créer une AMP pour restaurer les fonctions écologiques du milieu	Production et éco-fonctionnel	4.2.	4.1.	non	2.1. ; 2.2.	3.1. ;3.3.	5.2
Vallauris	Créer une AMP pour restaurer les fonctions écologiques du milieu et favoriser la croissance de la faune et flore marine	Production et éco-fonctionnel	4.2.	4.1	non	2.1. ; 2.2.	non	5.1.

L'objectif spécifique écologique le plus répandu est le développement de la faune et flore marine par sa croissance et sa biodiversité. Il est répertorié dans tous les cas étudiés. Cet objectif spécifique pourrait être à rapprocher de l'objectif général de production qui est, lui aussi, répertorié sur tous les sites. Les objectifs spécifiques écologiques de protection biologique et de développement de la ressource halieutique sont, quant à eux, répertoriés sur 60% des sites.

D'un point de vue social, les objectifs spécifiques sont variés mais un ressort majoritairement :

- Surveillance et prévention des risques, sécurité maritime. (Thématique 3.1. dans 70% des cas) ;

Quatre autres objectifs sont présents sur la moitié des sites étudiés :

- La communication, sensibilisation et l'éducation (Thématique 2.1.) ;
- L'amélioration des connaissances scientifiques (Thématique 2.2) ;
- La protection physique anti-chalutage (Thématique 3.2.) ;
- La satisfaction de l'électorat (Thématique 5.1.).

Enfin, deux objectifs sont faiblement représentés. L'objectif spécifique économique commerciale (Thématique 1.1) n'apparaît que dans 30% des cas. Sur ces 30% les deux tiers sont des expérimentations pour un développement de plus grande ampleur. L'encadrement des usages (Thématique 3.3) est répertorié dans 20% des cas. Ce que montre cette identification, c'est la pluralité des objectifs spécifiques par site avec, à chaque fois, des objectifs spécifiques écologiques et sociaux. De plus, il n'y a pas d'objectif spécifique bien défini par type d'objectif général, hormis pour l'objectif spécifique de développement de la ressource par sa croissance et la biodiversité qui pourrait découler de l'objectif général de production.

4.3. Mise en place d'un réseau d'acteurs à l'issue de l'étape d'enrôlement

A l'issue de la traduction, un réseau d'acteurs se forme. Le réseau ici formé est un regroupement d'acteurs autour d'un projet d'immersion de RA. Chaque acteur a un rôle défini et entretient des liens particuliers avec les autres acteurs du réseau. Quatre types de réseaux ont été identifiés, en fonction du type d'acteurs initiaux, du traducteur, de porteur de projet et des autres acteurs impliqués (Figure 45) :

- **Type 1** : Les organisations de pêcheurs ont initié le projet et les collectivités territoriales ont agi comme traducteurs et porteurs du projet. Entre 5 et 7 autres acteurs participent au projet (Agde, Gruissan et Vallauris) ;
- **Type 2** : L'acteur initiateur du projet est également le traducteur et le porteur de projet. L'acteur est le représentant d'une collectivité territoriale ou d'un établissement public. Entre 6 et 11 autres acteurs ont été impliqués (Etretat, Carry-le-Rouet, Cherbourg et Marseille) ;
- **Type 3** : Les acteurs initiateurs sont soit issus de la société civile, soit des collectivités territoriales. Les traducteurs sont des acteurs de la société civile et les porteurs de projets des organisations de pêcheurs. Entre 5 et 10 autres acteurs ont été impliqués (Croisic, Oléron) ;
- **Type 4** : Une association de loisirs est l'acteur initiateur et traducteur et une collectivité territoriale est le porteur du projet. Le réseau a également impliqué 9 autres acteurs (Capbreton).

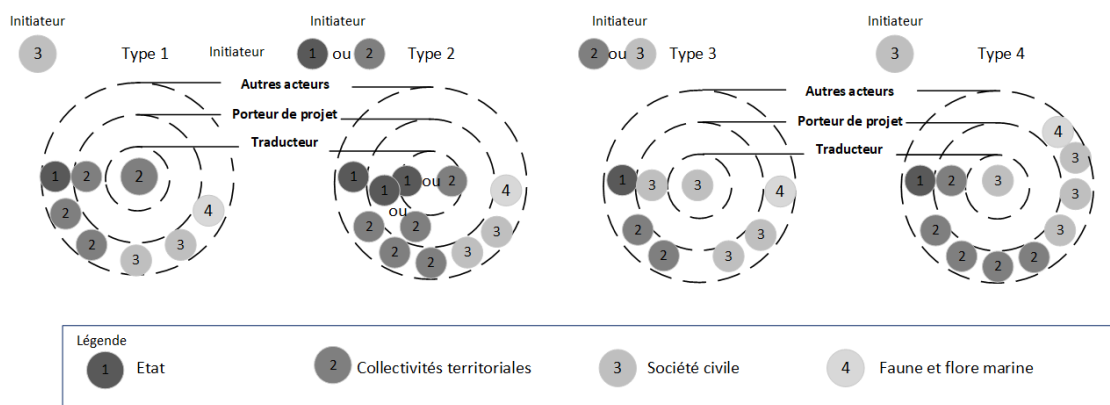


Figure 45 : Graphes orbitaux, représentant les quatre types de réseaux à l'origine des immersions de RA étudiés

Toutes les études de cas ont réussi à créer un réseau et à développer leur projet avec des objectifs qui ont été trouvés par consensus.

5. Discussion et conclusion

L'utilisation du processus de traduction pour analyser le développement des projets de RA a permis de mieux comprendre les leviers d'action à l'échelle des acteurs. Nous avons ainsi pu étudier le processus de construction du projet et la façon dont les acteurs s'y sont impliqués (Floriciel *et al.*, 2014).

5.1. Limite de l'étude

Notre étude se base principalement sur des entretiens d'acteurs. Ainsi, à travers l'entretien, les acteurs ont été invités à reconstruire l'histoire et le contexte du projet. L'information recueillie a été croisée avec les données des entretiens des autres acteurs afin d'être le plus représentatif possible du contexte initial. Cependant, tous les acteurs à l'origine n'ont pas pu être retrouvés et interrogés. De plus, lorsque le projet est ancien, des défauts de mémoire ainsi que la difficulté d'exprimer son opinion d'origine qui parfois va à l'encontre des opinions actuelles peuvent également influencer les résultats de cette analyse.

Les acteurs interrogés sont spécifiques à chaque site étudié. Ainsi, les résultats de cette analyse ne sont pas transposables tels quels à d'autres sites de RA. Cependant, certains sites de RA sont mis en place puis gérés par les mêmes acteurs que sur les sites étudiés. Ainsi, l'étude menée sur le site de Capbreton, est transposable à ceux de Soustons/Vieux-Boucau et Messanges/Azur/Moliets-et-Maâ. De même, l'étude du site du Croisic est transposable aux sites de l'Ile d'Yeu-La Meule et Ile d'Yeu-Les Corbeaux. L'étude du site de Carry-le-Rouet est transposable en partie à ceux gérés par le Parc Marin de la Côte Bleue. Enfin, celle menée sur Vallauris est transposable aux sites de Roquebrune, Cagnes-sur-Mer et Beaulieu. En somme, notre **étude est représentative de 45% des RA de France** métropolitaine.

5.2. L'implication des acteurs du territoire comme facteur favorisant l'aboutissement de projet de récifs artificiels

En se référant aux autres sites de RA en Europe et dans le monde ainsi qu'aux publications disponibles, **l'implication d'un nombre important** d'acteurs locaux dans la construction du projet semble être un facteur permettant **l'aboutissement des projets** de RA (Fabi *et al.*, 2011 ; Ramos *et al.*, 2011). Deux exemples illustrent ces études, l'un en Méditerranée et l'autre en Asie.

L'expérience grecque confirme l'importance d'impliquer tous les acteurs dans la construction d'un projet de RA. Le déploiement de RA dépend de l'acceptation de tous les acteurs et certains d'entre eux, tels que les organisations de pêcheurs, ont une plus forte influence sur le projet, bonne ou mauvaise (Klaoudatos *et al.*, 2012). Le pouvoir de négociation des acteurs est en relation avec leur importance au sein du projet. Notre étude confirme ce dernier point car les organisations de pêcheurs ont dans 9 cas sur 10 eu une influence sur le projet, notamment sur sa localisation et les mesures de gestion. Le nombre d'acteurs impliqué, en dehors des acteurs principaux (initiateur, traducteur et porteur de projet), est également important et varie de 5 à 10 acteurs.

Dans **les pays asiatiques**, les objectifs des RA sont principalement le soutien à la pêche et l'exploitation de produits de la mer (Chuang *et al.*, 2008 ; Zhou *et al.*, 2019). En Chine, des programmes de fermes marines, utilisant entre autres des RA, ont été mis en œuvre par le gouvernement sous forme de projets pilotes (Zhou *et al.*, 2019). Ces projets affichent des objectifs spécifiques : économique, de gestion du

territoire, relationnel et écologique de protection et biodiversité (Zhou *et al.*, 2019). Pour être opérationnels, ces projets pilotes d'élevage nécessitent la participation de multiples acteurs locaux dès la période d'initiation mais également pendant la période de gestion.

Dans nos travaux, la participation de multiples acteurs locaux était effective pendant la période d'initiation, nous verrons par la suite si elle conduit à une opérationnalité des projets.

5.3. La poursuite de la mobilisation comme critères de succès

La théorie de la traduction a permis de définir les objectifs spécifiques des projets. Pour autant, **aucun critère de succès** n'a pu être mis en évidence lors des entretiens.

La **définition du succès d'un projet** est largement discutée dans la bibliographie (Heravi *et al.*, 2015). L'utilisation d'indicateurs quantitatifs et qualitatifs par rapport à ceux définis en amont du projet reste la méthode la plus couramment utilisée pour évaluer la réussite d'un projet. Lorsque les objectifs initiaux ne sont pas définis, la performance peut être mesurée à l'aide des ratios coûts/temps/résultats (Heravi *et al.*, 2015). D'autres chercheurs s'intéressent à la participation des acteurs comme indicateur de performance en mesurant le nombre d'acteurs impliqués. Cela est conforme à la vision de Milon *et al.* (2000), selon laquelle plus un site de RA est utilisé par des usagers de la mer, plus il est performant. La SAR fournit également une définition du succès, basée sur l'implication des acteurs dans le réseau « *le destin de l'innovation dépend de la **participation active** de tous ceux qui sont décidés à la faire avancer* » selon Akrich *et al.* (1988). Nous irons plus loin dans cette définition, en précisant que la participation peut être à la fois directe et indirecte (assister à une présentation du projet par exemple).

Nous proposons de nous appuyer sur cette définition pour définir les critères de succès nécessaires à l'évaluation de la performance des RA.

Ainsi, nous avons identifié deux principaux critères de succès (Figure 46) :

- 1- Le nombre d'acteurs impliqués ou d'espèces présentes sur site supérieur à l'état initial ;
- 2- La présence de fonctions sociales (économique, culturel, sécurité et relationnel) et écologiques (nursérie, alimentation, habitat et reproduction) recherchées par le projet et définies par les objectifs spécifiques.

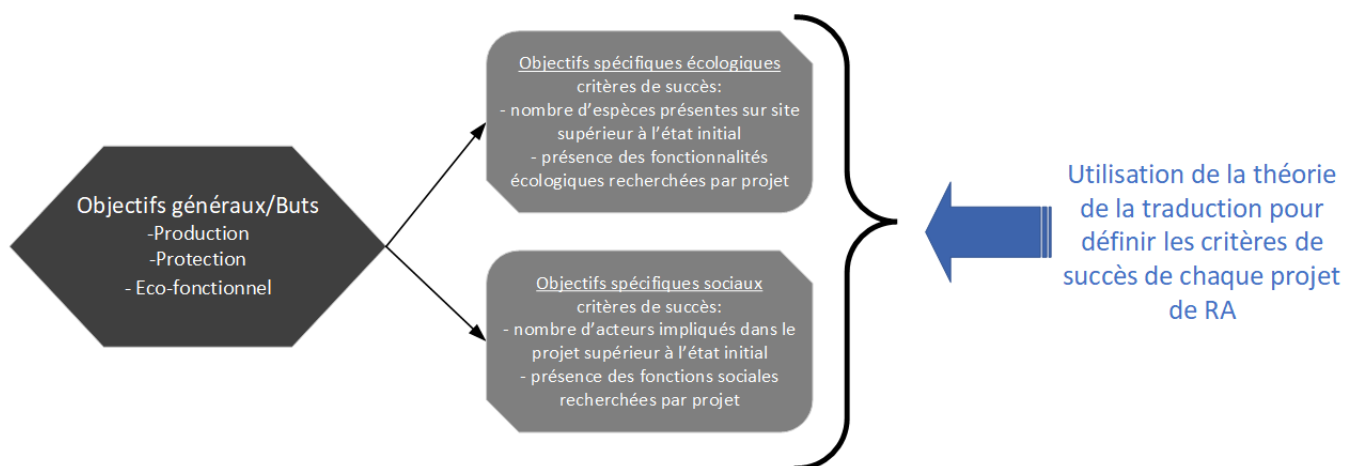


Figure 46 : Définition des critères de succès révélés par la traduction

5.4. Conclusion

Afin de répondre à la problématique de recherche qui est d'évaluer la performance socio-écologique de l'outil d'aménagement récif artificiel, nous souhaitons proposer une méthodologie adaptée.

Cette première partie a permis de poser les bases de l'évaluation en définissant les objectifs spécifiques de ces outils d'aménagement. Ces objectifs spécifiques, en accord avec les attentes des acteurs, sont en décalage avec les objectifs généraux énoncés en introduction (production, protection, récréatif et éco-fonctionnel), confirmant notre hypothèse 1.

La SAR apporte également une définition de la réussite d'un projet (implication des acteurs dans le réseau). Nous nous servirons de cette définition comme critère de succès pour l'évaluation de leur performance (Figure 47).

Dans cette partie, nous avons donc arrêté les étapes de la traduction à l'enrôlement des acteurs. La dernière étape de la traduction est la mobilisation des acteurs qui permet d'étendre le réseau et de rallier d'autres acteurs à l'action collective. Cette dernière étape de la traduction fera l'objet de la partie suivante, dans laquelle nous allons tenter de définir des indicateurs et mesurer l'implication des acteurs, en réponse à notre questionnement scientifique.

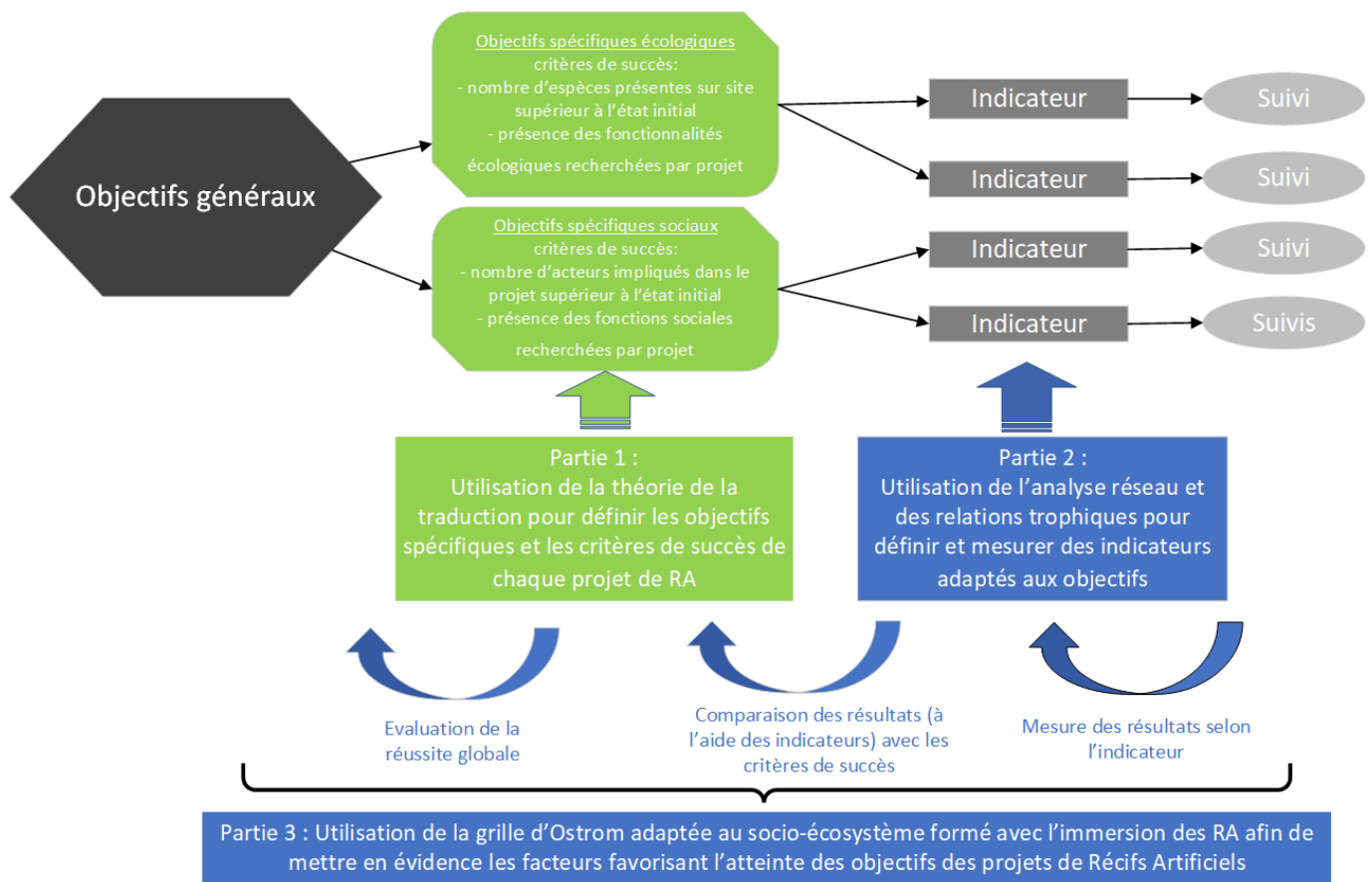
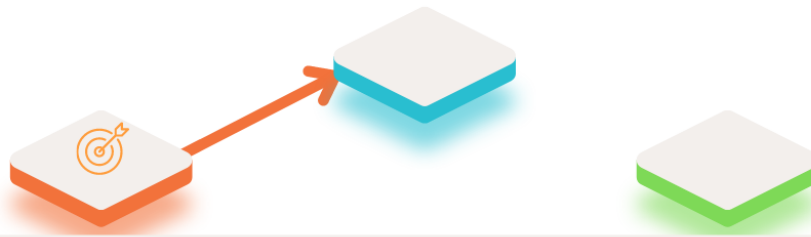


Figure 47 : Suivi de l'avancement des travaux de recherche : fin de la partie 1 (en vert la partie réalisée, en bleu les apports futurs de cette recherche)

Synthèse des Principaux résultats



Partie 1

Enrôlement des acteurs d'un territoire vers un objectif commun d'aménagement en récifs artificiels

Apports pour la méthode d'évaluation



Dans cette partie, nous avons appliqué la théorie de la traduction afin de définir les objectifs spécifiques des RA qui manquaient pour mener à bien l'évaluation des RA.

Ces objectifs spécifiques sont répertoriés selon des grands thèmes :

- Economique (commercial, production de ressource halieutique, récréatif);
- Culturel (communication, sensibilisation, éducation, production de connaissance scientifique);
- Sécurité et protection (surveillance, anti-chalutage et gestion des usages);
- Ecologique (protection, croissance et diversité);
- Relationnel (politique et interaction entre les acteurs du territoire).

Ces fonctions peuvent être cumulatives.

Les objectifs généraux des RA que sont la production, protection, éco-fonctionnel et récréatif ne reflètent pas la diversité des objectifs spécifiques socio-écologiques des projets de RA.

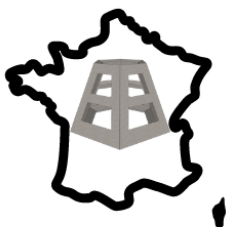
Apports pour l'analyse structurale



La théorie de la traduction retrace les étapes de construction d'un réseau d'acteurs fédérés autour d'un objectif commun. Les besoins inhérents aux projets de RA et les intérêts de chaque acteur ont été décrits.

Ces étapes permettent de bien comprendre les enjeux pour chaque acteur et met en évidence les jeux de pouvoir qui s'expriment lors des phases de négociation.

Spécificités des RA en France



A travers l'analyse des sites étudiés, plusieurs éléments sont déterminants dans la construction d'un projet :

-Les RA sont majoritairement à l'initiative d'acteurs issus de la société civile ou des collectivités territoriales;

-L'implication de toutes les familles d'acteurs (Etat, collectivité territoriale, société civile et faune) est essentielle à la construction du réseau d'acteurs;

-La phase de négociation est l'étape clé permettant de fédérer les acteurs autour d'un même projet. Le choix de la zone d'implantation a été un vecteur d'acceptabilité du projet par les pêcheurs professionnels.



Partie 2

Approche socio-écologique du fonctionnement des récifs artificiels : évolution de la mobilisation des humains et non-humains



Exemple d'une pêche à pied d'observation de la faune et flore marine d'habitat rocheux au lac d'Hossegor (©ALR/Elodie Zaccari).



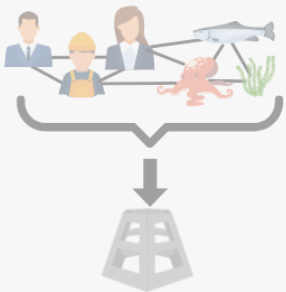
Exemple de la faune présente sur le récif Typi (©ALR/Jean Celestrino).

Dans un contexte de pilotage des territoires marins côtiers, comment évaluer la performance socio-écologique de l'outil d'aménagement récif artificiel ?

Partie 1

Enrôlement des acteurs vers un objectif commun : les récifs artificiels

Hypothèse 1
Décalage entre les attentes réelles et les objectifs généraux expliquant l'impossibilité d'évaluation



Cadres, méthodes et outils


- Théorie de la traduction (Callon, 1986; Latour, 1987)
- Entretiens semi-directifs (Morange et Schmoll, 2016)

Partie 2


Approche socio-écologique du fonctionnement des RA : évolution de la mobilisation des humains et non-humains

Hypothèse 2
Emploi de l'analyse structurale et fonctionnelle des réseaux pour définir des indicateurs de performance sociale et écologique

Chapitre 1 : Approche sociologique du fonctionnement des RA



Chapitre 2 : Approche écologique du fonctionnement des RA



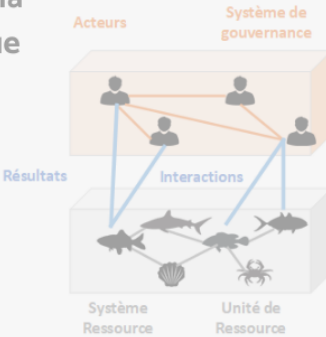
Cadres, méthodes et outils

- Social Network Analysis (Wasserman and Faust, 1994)
- Théorie des graphes (Moreno, 1934; Cartwright et Harary, 1977)
- Entretiens semi-directifs (Morange et Schmoll, 2016)
- Analyse des réseaux trophiques (Polovina, 1984; Christensen et Pauly, 1992)
- Théorie de la conservation des masses
- Prélèvements et comptages sous-marins (Charbonnel et Francour, 1997)

Partie 3

Essai appliqué d'évaluation de la performance socio-écologique des aménagements en RA

Hypothèse 3
Proposition d'évaluation des performances socio-écologiques des RA à l'aide d'un cadre innovant issu de l'analyse des systèmes socio-écologiques



Cadres, méthodes et outils

- Système socio-écologique (SES)
- Théorie des communs (Ostrom, 2007; Ostrom 2009)
- Méthode MERCIe (Mechin et Pioch, 2016)

1. Introduction générale de la partie 2

Dans la partie 1, nous avons compris comment le réseau d'acteurs humains et non-humains s'était formé (période d'initiation). L'enjeu de la partie 2 est de mesurer l'évolution de ce réseau, c'est-à-dire de mesurer la mobilisation des acteurs durant les périodes de mise en place et de gestion.

Avant l'immersion de RA, les acteurs endossent un certain rôle : financeur, porteur de projet, gestionnaire, maître d'œuvre, opérateur ou technicien, usager de l'espace marin, instructeur ou expert. Pour certains acteurs, celui-ci évolue après les immersions : le porteur de projet devient le concessionnaire du site de RA et le rôle de gestionnaire prend tout son sens (Figure 48).

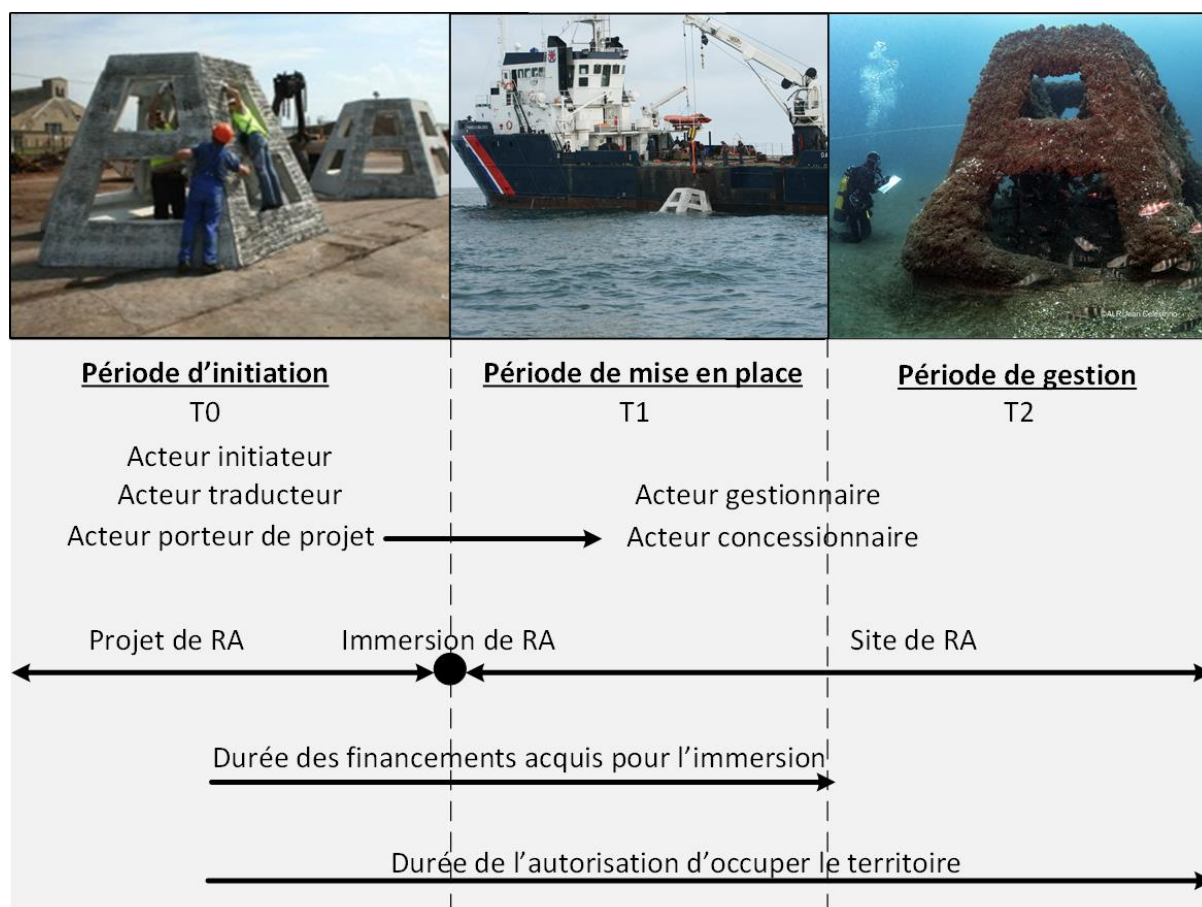


Figure 48 : Le rôle des acteurs évoluant durant les périodes de vie des RA

Dans cette partie, nous tenterons de répondre à la seconde hypothèse en réalisant une analyse structurale des réseaux d'acteurs des RA. De fait, nous allons mesurer la poursuite de la mobilisation des acteurs humains et non-humains en nous appuyant sur l'analyse de réseaux que nous déclinerons de manière symétrique entre les acteurs humains et non-humains.

1.1. Approche par l'analyse réseau

L'analyse réseau est une approche permettant de comprendre et de représenter les formes de relations entre deux variables (Wasserman & Faust, 1994). Le **réseau** est défini comme un **groupe d'éléments**, qui peut être aussi bien des personnes que des objets techniques, ayant certaines **interactions** entre eux

(Newman, 2003). Cette approche permet de représenter des phénomènes parfois complexes et d'en proposer une image simplifiée (Lazega, 2014). En géographie, **l'analyse réseau** est couramment utilisée pour **comprendre et décrire** les interactions physiques sur les territoires. Par cette approche, le réseau est à la fois une cause d'influence des phénomènes analysés et une conséquence de leur mise en place. Autrement dit, l'analyse réseau peut aussi bien fournir une explication sur les conditions de mise en place de phénomènes en termes de connectivité, qu'être le résultat de la mise en place de ces phénomènes (Degenne & Forsé, 2004).

L'analyse réseau a connu un essor en sociologie à travers le courant SNA (Social Network Analysis) dans les années 1970. En s'appuyant sur des outils mathématiques, cette approche offre un prisme méthodologique d'analyse pour comprendre le fonctionnement des organisations et les relations d'interdépendances (Eloire *et al.*, 2011). Elle se rapporte à des courants existants de la sociologie comme la **sociologie des organisations** (Dumoulin Kervran & Pépin-Lehalleur, 2012). Comme nous l'avons vu dans la Partie 1, l'étude des acteurs et de leur enrôlement autour des RA a été abordée à travers l'utilisation de concepts issus de la sociologie des organisations. Dans cette continuité, nous nous appuyerons sur l'analyse réseau pour décrire et comprendre les interactions entre les acteurs des RA sur le territoire et ce, de manière symétrique entre les acteurs humains et non-humains.

1.2. Symétrie d'analyse entre les acteurs humains et non-humains

L'analyse réseau repose sur la définition des nœuds et des relations entre ces nœuds. Bien qu'en écologie l'Homme soit considéré comme partie intégrante du milieu dans lequel il interagit, les relations entre les humains sont régies par des concepts « sociaux » qui ne sont pas applicables aux acteurs non-humains. A l'inverse, la faune et la flore sont couramment étudiées à travers des relations proies-prédateurs qui tendent à intégrer l'humain en tant que prédateur ce qui n'est pas adapté pour décrire les relations entre les humains. Il a donc été choisi d'effectuer l'analyse réseau en deux parties :

- **Chapitre 1 : Le réseau d'acteurs humains.** Ce chapitre se concentre sur les interactions entre les humains, en s'appuyant sur les concepts de la sociologie des organisations afin de mettre en avant les procédés et caractéristiques de mobilisation des acteurs sur le territoire.
- **Chapitre 2 : Le réseau d'acteurs non-humains.** Ce chapitre s'intéresse aux échanges entre les acteurs non-humains au sein de l'écosystème à travers les relations trophiques et les flux de biomasses entre leurs composants (Newman, 2003).

Afin de conserver la symétrie entre les analyses, chaque chapitre sera abordé de la même manière en commençant par la description du cadre d'analyse, de la méthodologie, de l'angle d'analyse retenue, puis de la présentation des résultats (Figure 49).

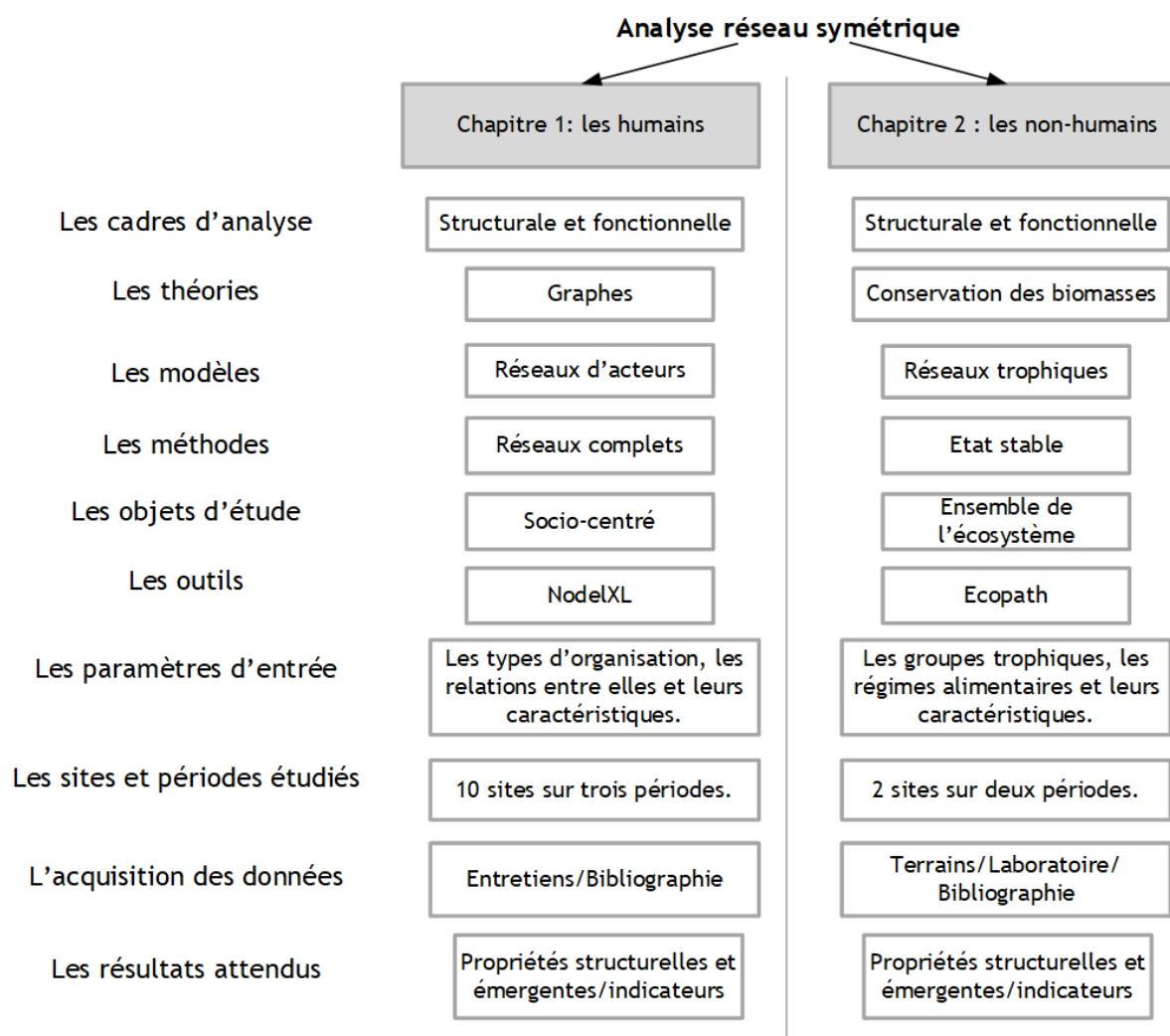


Figure 49 : Schéma décrivant les caractéristiques de l'analyse réseau des acteurs humains (Chapitre 1) et non-humains (Chapitre 2)

Chapitre 1 : Approche sociologique du fonctionnement des récifs artificiels

L'hypothèse de ce chapitre repose sur la modification structurelle et fonctionnelle qu'induirait l'immersion de RA sur le réseau d'acteurs humains.

Nous avons précédemment distingué trois phases de développement d'un projet selon des contraintes temporelles de financement et d'autorisation : période d'initiation, période de mise en place et période de gestion. De fait, les acteurs impliqués seront différents et plus ou moins nombreux à chaque période. Pour tenter de répondre à notre hypothèse, nous proposons de modéliser les réseaux d'acteurs humains à ces trois périodes, afin de déterminer s'il y a des différences structurelles et fonctionnelles de réseau entre celles-ci.

Les questions de recherche sous-jacentes à cette hypothèse sont :

- Quels sont les acteurs impliqués dans les projets de RA durant les différentes périodes de vie des RA et quelles sont leurs fonctions au sein du réseau ?
- Quelles sont les relations qui consolident les réseaux d'acteurs des RA ?
- Y a-t-il une structure particulière du réseau d'acteurs des RA ?
- Comment évoluent ces réseaux au cours des périodes de vie des projets de RA ?

1. Choix méthodologiques inhérents à la modélisation du réseau d'acteurs humains

1.1. Choix d'une analyse des réseaux complets : définition de l'objet d'étude

Afin de mener à bien l'analyse réseau, plusieurs choix méthodologiques sont nécessaires. Commençons par l'objet d'étude. Selon la sociologie des organisations, l'objet d'étude peut se concentrer sur un ou plusieurs individus. Il est dit « égocentré », s'il se concentre sur un individu en particulier (Dumoulin Kervran & Pépin-Lehalleur, 2012). Par opposition, lorsque l'analyse s'effectue sur une population définie en amont qui comprend plusieurs individus constituant une organisation, nous qualifierons l'objet d'étude comme « socio-centré ». Nous avons choisi de réaliser une **étude socio-centrée** sur les RA, autrement dit sur **une population finie d'individus** qui interagissent avec les RA. Cet objet d'étude permet d'étudier la population totale des acteurs des RA de chaque site d'étude et d'apporter une vision globale du fonctionnement des RA. Il intègre l'ensemble des acteurs impliqués directement et indirectement dans un projet de RA puis dans la gestion du site (Figure 50).

Cependant, nous verrons ci-après que pour définir la population étudiée, nous avons utilisé une méthode se basant sur un objet d'étude égocentré. L'objet d'étude n'étant pas une organisation définie légalement, nous avons dû emprunter d'autres concepts pour parvenir à identifier tous les acteurs en faisant partie. Pour autant, l'objet d'étude de l'analyse réseau reste socio-centré sur les RA car nous intégrons bien toutes les relations entre les membres du réseau, une fois ceux-ci identifiés.

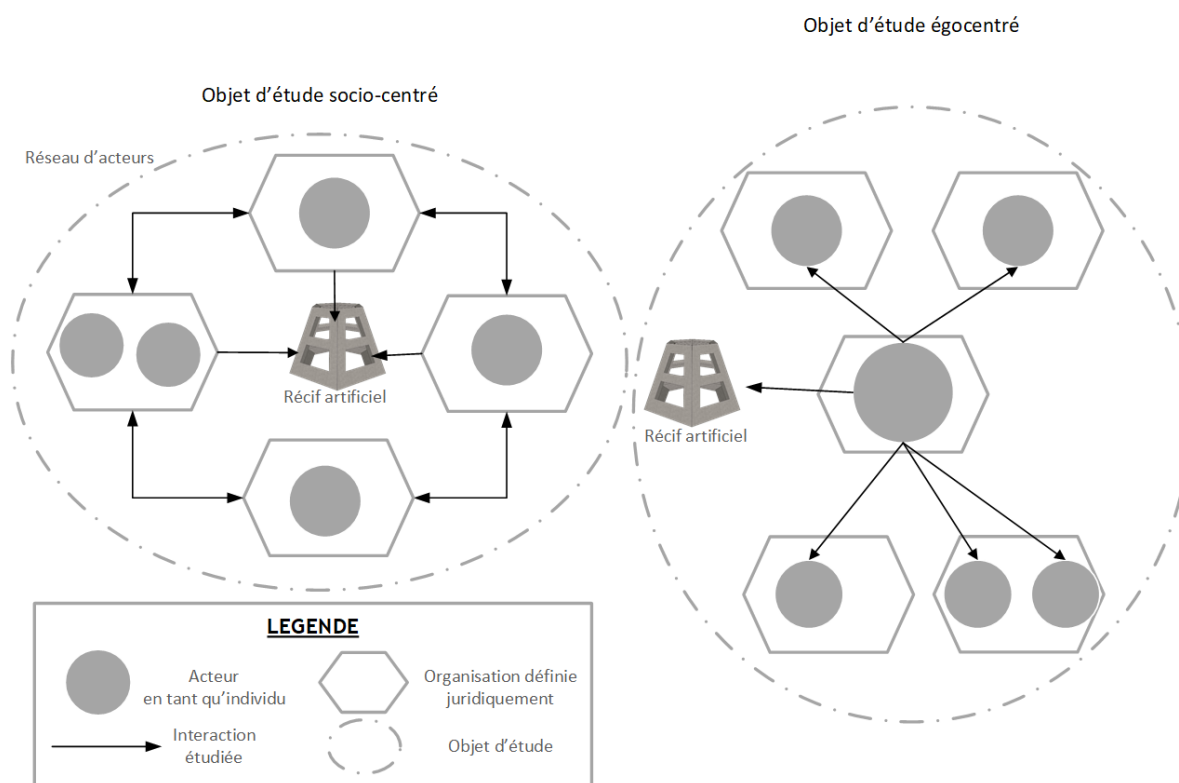


Figure 50 : Schéma conceptuel de la distinction entre un objet d'étude socio-centré ou égo-centré adapté à notre sujet de recherche

La population étudiée est un ensemble formé par les acteurs des RA pour chaque site d'étude qui n'est pas une organisation définie légalement mais une coopération d'acteurs organisés autour des RA. Ces acteurs font, par ailleurs, partie d'organisations définies juridiquement, que nous détaillerons dans le point suivant (1.3.1) et dont ils représentent les intérêts. Pour ne pas créer d'ambiguïté, nous emploierons le terme « **acteur** » pour évoquer les **organisations** et le terme « **réseau d'acteurs** » pour évoquer la **population étudiée**.

Concernant le courant d'analyse, l'analyse de réseaux peut s'étudier selon deux courants opposés :

- **L'analyse structurale**, étudie la forme et la structure du réseau. A l'aide de représentation graphique des relations, elle cherche à mettre en évidence des similitudes de fonctionnement, des lois générales qui régissent les réseaux d'acteurs (Pannier, 2008). Cette analyse tente de dégager des comportements itératifs en fonction de ressemblances relationnelles telles que la cohésion, la position de l'acteur au sein du réseau, etc. (Forsé, 2008). Les rôles des acteurs peuvent alors se distinguer ;
- **L'analyse anti-structurale** s'attache à privilégier l'exploration des relations personnelles afin de comprendre la position de l'acteur en tant qu'individu avec toutes ces particularités (Dumoulin Kervran & Pépin-Lehalleur, 2012).

Nous nous appuyerons sur l'analyse structurale pour dégager des propriétés structurelles des réseaux afin de décrire l'action collective autour de l'immersion puis de la gestion des RA et d'en rechercher des lois générales (Degenne & Forsé, 2004 ; Pannier, 2008). Cette analyse structurale permettra de faire ressortir des tendances générales de fonctionnement sociologique des RA. Ce sont bien les relations structurelles du réseau à l'échelle des organisations qui nous intéressent et non les relations personnelles des acteurs.

L'analyse structurale s'appuie sur **des réseaux dits « complets »** qui rendent compte de la présence ou l'absence de toutes les relations existantes entre les acteurs de la population étudiée, à l'inverse d'un réseau personnel qui ne prend en compte que les relations avec l'acteur central (Tableau 14 ; Lazega, 2014). En relation avec notre hypothèse 2 et nos questionnements, nous avons besoin d'utiliser l'analyse structurale en réseau complet (Pannier, 2008).

Tableau 14 : Synthèse des choix d'objet d'étude et de courant d'analyse (inspiré de Pannier, 2008)

Analyse réseau		
Courant d'analyse	Structural	Anti-structural
Objet d'étude	Socio-centré	Egocentré
Méthodologie	Réseau complet	Réseau personnel

Nous allons donc mener une analyse réseau structurale à partir de réseaux complets tout en utilisant une méthode d'échantillonnage égocentré pour définir la population d'étude.

1.2. Acquisition des données relationnelles : définition de la population d'étude et méthodologie d'entretiens

Un réseau complet se construit à partir des données relationnelles de chacun des acteurs de la population d'étude.

La **population d'étude** a été définie selon la méthode dite « effet boule de neige ». Cette méthode propose d'interroger tous les acteurs cités par un **acteur central référent** de l'étude nommé « **Ego** », dans notre cas le gestionnaire et/ou le concessionnaire de RA. Ces acteurs cités par l'Ego vont à leur tour citer d'autres acteurs. Ainsi, cette méthode permet de répertorier tous les acteurs avec qui l'acteur central (Ego) est en relation directe, ainsi que des acteurs indirectement liés à lui, à des niveaux différents. Une des principales difficultés de cette méthode est de définir les frontières de la population d'étude (Hanneman & Riddle, 2005). En effet, la délimitation est alors fictive et parfois non évidente (Eloire *et al.*, 2011). La population d'étude, dans notre cas, ne représente pas une structure sociale existante mais un ensemble de connections entre les acteurs autour du sujet des RA, de leur gestion, de leur financement, etc. Nous avons donc fixé la taille de la population de manière arbitraire en essayant de rester centré sur le sujet des RA et en s'appuyant sur les résultats des entretiens. Ainsi, lorsque les acteurs (Figure 51), citaient des acteurs considérés comme éloignés du sujet des RA ou du milieu marin (syndicat mixte de baignade, ONF), ces acteurs n'ont pas été entretenus.

Malgré les trois relances minimales effectuées auprès des acteurs identifiés, 21 acteurs n'ont pas donné suite par absence de réponse. D'autres acteurs n'ont pas pu être interrogés car ils n'étaient pas identifiés clairement au sein de leur organisation. Ainsi, tous les acteurs du réseau n'ont pas pu être entretenus, sur les 268 acteurs identifiés nous avons pu en interroger la moitié (134). Ces acteurs sont principalement des représentants des collectivités territoriales ou des administrations. Leurs relations ont pu être déduites de la bibliographie et des informations données par les autres acteurs du réseau.

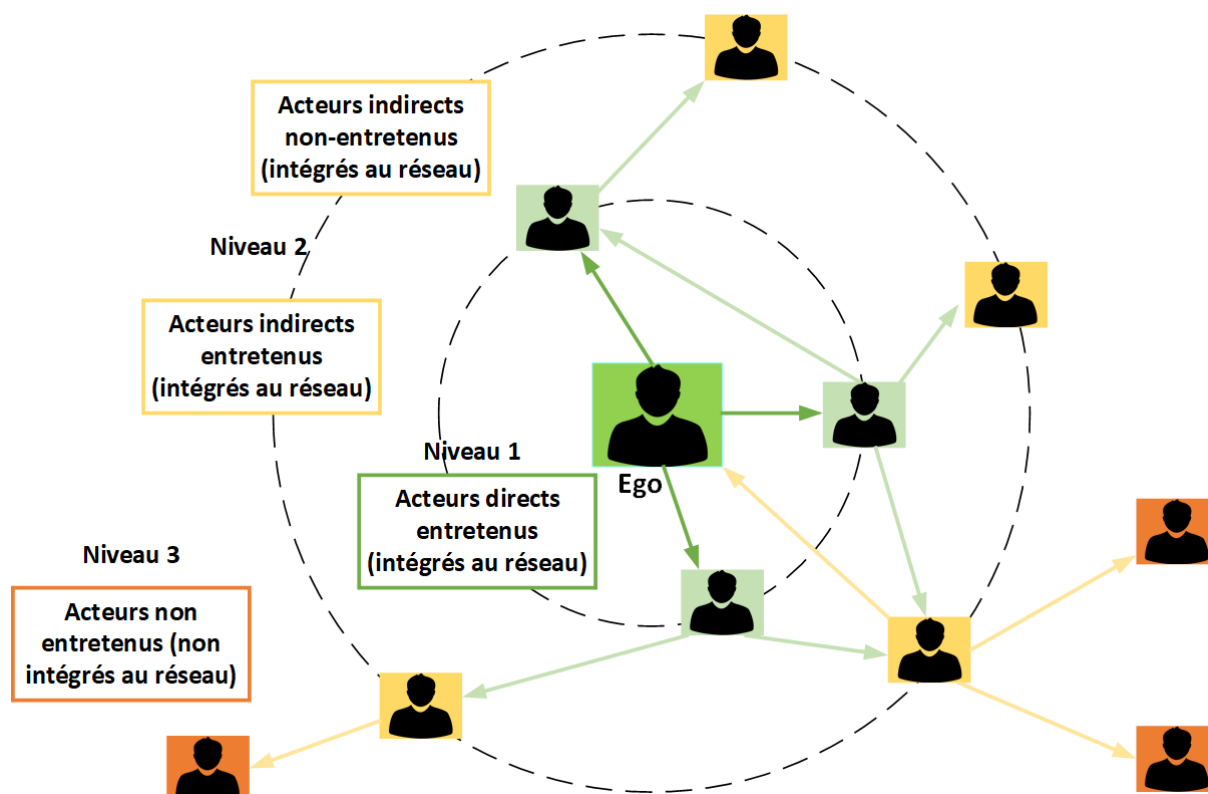


Figure 51 : Définition de la population d'étude

Chaque acteur identifié selon la méthodologie précédemment décrite a été interrogé. Des entretiens semi-directifs dont le protocole est décrit en Partie 1 ont été réalisés. Les entretiens se sont scindés en deux parties : la première partie a permis de détailler les étapes de la traduction pour chaque site étudié (Partie 1), tandis que la seconde partie, décrite ci-après, permet la modélisation des réseaux d'acteurs sur les périodes d'initiation (T0), de mise en place (T1) et de gestion (T2).

Les **données relationnelles** ont été acquises à partir de 134 entretiens. Trois techniques ont été employées afin d'identifier et de caractériser les relations qu'entretiennent les acteurs entre eux. Ces techniques ont été déployées en fonction des réponses de l'interviewé, elles sont de plus en plus directives :

- **Recherche de compléments d'information** sur la nature des relations. L'interviewé a élaboré lui-même la liste d'acteurs dans la première partie de l'entretien. Il lui est alors demandé de préciser la nature et la régularité des relations établies ;
- **Vérification de la complétude** des relations citées. Il lui est demandé de compléter oralement la liste des acteurs avec qui il entretient des relations sur les projets de RA ;
- **Proposition** d'acteurs à intégrer dans leur réseau. L'interviewé n'est pas à l'aise et n'arrive pas à élaborer la liste des acteurs avec qui il est en relation. A partir de la liste d'acteurs en cours de construction (complétée par les différents entretiens), il lui est demandé, pour chaque acteur non identifié préalablement, s'il entretient des relations avec ceux-ci. Cette dernière technique permet de s'assurer d'aucun oubli. La liste d'acteurs se construisant au fur et à mesure, pour les premiers acteurs interrogés, un deuxième entretien a pu être réalisé en fonction des besoins.

A l'issue de ces entretiens, les données nécessaires à la construction des réseaux d'acteurs sont acquises : **identification des acteurs** et de leurs **relations** au sein de la population définie. Nous pouvons alors modéliser les réseaux d'acteurs.

1.3. Emploie de la théorie des graphes pour modéliser les réseaux d'acteurs humains

Pour modéliser le réseau des acteurs humains des RA, nous nous appuyons sur la théorie des graphes. Cette théorie, issue des mathématiques et de la physique, a été introduite en sciences sociales dans les années 1930 pour comprendre le fonctionnement d'un système social à travers les relations qu'entretiennent les individus entre eux (Newman, 2003). Promulguée par Moreno (1934) puis Cartwright & Harary (1977), qui sont considérés comme les pionniers de l'utilisation de cette théorie dans les sciences humaines (Wasserman & Faust, 1994 ; Combe *et al.*, 2010), elle est utilisée comme outil pour représenter les interactions humaines. Par définition le réseau, aussi appelé graphe en mathématiques, correspond à un ensemble de **nœuds** ou sommets reliés entre eux par des **relations** ou connexions (Newman, 2003 ; Hanneman & Riddle, 2005).

Cette théorie fournit plusieurs éléments pertinents pour l'analyse du réseau d'acteurs :

- une représentation visuelle du réseau,
- des mesures quantitatives structurelles du réseau à trois niveaux : les caractéristiques des nœuds, les caractéristiques des relations et l'architecture du réseau général,
- un vocabulaire précis pour décrire le réseau (Wasserman & Faust, 1994 ; Falcone *et al.*, 2020).





1.3.1. Définition des nœuds au sein des réseaux d'acteurs des récifs artificiels

En fonction des caractéristiques des nœuds, l'analyse réseau peut avoir différents niveaux de lecture. L'analyse de réseaux dans notre étude se concentre sur la qualité des acteurs en tant que membre de d'une organisation et non sur leur individualité. L'intérêt est bien de faire ressortir les acteurs clés à l'échelle des organisations qu'ils représentent. Le choix s'est donc porté sur une modélisation des réseaux à l'échelle des organisations.

Les organisations ont été regroupées selon la typologie élaborée dans la partie 1 (Tableau 15) :

- 1- La société civile,
- 2- Les collectivités territoriales,
- 3- L'Etat,
- 4- L'International.

Tableau 15 : Caractéristiques des noeuds selon les niveaux de descriptions

Niveau 1 (Famille)	Niveau 2 (Type d'organisations)	Niveau 3 (Organisation)
1. SOCIÉTÉ CIVILE 	Activité commerciale	Bureau d'étude, industrie, média
	Association environnementale	ONG, organisation locale et nationale
	Association de loisirs	Pêche récréative, plaisance, plongée sous-marine
	Organisme de pêcheurs	Prud'homie, CLP, CDPMEM, CRPMEM
	Association professionnelle	Centre d'études
	non organisée	Individu non représentant d'une organisation
2. COLLECTIVITÉ TERRITORIALE 	Commune	/
	Intercommunalité	Syndicat, communauté de communes
	Département	/
	Région	/
3. ETAT 	Etablissement public	Laboratoire, institut de recherche, Agence de l'eau, Chambre de Commerce, Parc Marin
	Ministère	Environnement, éducation
	Administration/ Service déconcentré	DREAL, DDTM, DIRM
4. INTERNATIONAL 	Commission européenne	Fond monétaire
	Autre pays	Portugal, Espagne, etc.
	Commission Méditerranéenne	

Pour chaque réseau, l'ensemble des acteurs a été représenté de la manière suivante (Figure 52) :

- Les nœuds représentent le niveau 3 : ce sont les organisations dont font partie les acteurs ;
- Les noms des nœuds représentent le niveau 2 et assurent l'anonymat des acteurs interrogés ;
- Le symbole représente le niveau 1.

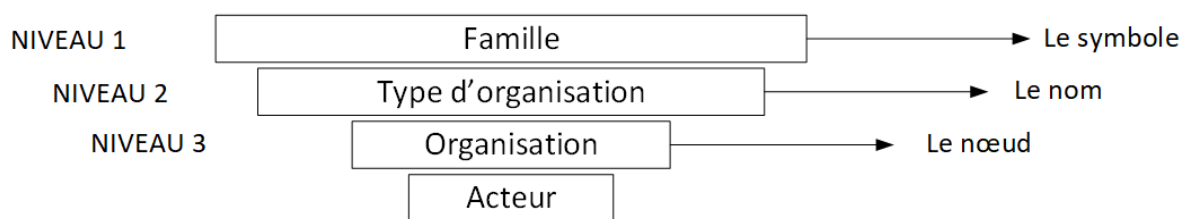


Figure 52 : Synthèse des caractéristiques des nœuds

Par exemple, deux acteurs chargés de mission au sein de deux associations environnementales distinctes seront représentés par deux nœuds identifiés par un cercle, chacun intitulé « association environnementale ». Mais deux acteurs au sein de la même association environnementale ne seront représentés que par un seul nœud de forme circulaire intitulé « association environnementale » car ils représentent la même organisation. Ces deux acteurs seront tout de même comptabilisés individuellement pour le décompte du nombre d'acteurs.

1.3.2. Définition des relations entre acteurs au sein des réseaux d'acteurs des récifs artificiels

Les relations entre les acteurs sont définies comme les liens sociaux unissant deux acteurs et peuvent être de différentes sortes (Wasserman & Faust, 1994). Les relations les plus communément représentées dans l'analyse réseau en sociologie sont les relations affectives, de parenté, les flux de biens, de personnes ou d'actions (Kluger *et al.*, 2015). Nous avons choisi de représenter cinq grands niveaux de relations sous forme de flux, en fonction des données issues des entretiens (Tableau 16) :

- **Les flux de matériels techniques.** Ils représentent les échanges ou prêt de biens ;
- Les flux **monétaires**. En effet, les projets de RA sont coûteux et nécessitent des investissements, ceux-ci sont aussi bien ponctuels (pour les immersions par exemple) qu'annuels pour le fonctionnement de la structure de gestion du site. Les prestations de biens et de services sont également représentées par un flux monétaire ;
- **Les flux d'implication.** Celui-ci décrit la forme de participation des acteurs de manière graduelle en fonction du degré de décision accordé aux acteurs (Bouleau, 2007) ;
- Les flux de transfert ou de mise à disposition de **compétences**. Ces compétences peuvent être monnayées ou non. Lorsque l'échange de compétence est réciproque entre les acteurs, la relation est alors définie comme une collaboration. Les autres types de relations de compétences sont réparties selon le domaine technique, scientifique, administratif et éducatif ;
- **Les flux d'information.** Ils correspondent à des échanges d'information sous forme de données matérialisables telles que des vidéos, des rapports, des brochures, etc. Ces informations ont été réparties en fonction du domaine auxquelles elles font référence et donc en fonction de la cible de leur interlocuteur (scientifique, techniques, administratif).

Ces flux ont été, autant que possible, pondérés soit avec une échelle quantitative soit avec une pondération arbitraire de représentativité. Ces pondérations ont été validées avec les acteurs interrogés. La pondération choisie représente la fréquence des relations :

- 1- faible/irrégulier/ ponctuel (épaisseur 1 pt) ;
- 2- moyen/régulier/1fois par an ou non connue (épaisseur 3 pts) ;
- 3- fort/régulier/plusieurs fois par an (épaisseur 6 pts) ;

Remarque : Pour les flux monétaires, lorsque les données étaient suffisantes, les proportions d'investissement dans le projet ont servi de pondération.

Pour chaque réseau, les relations entre les acteurs ont été représentées de la manière suivante (Tableau 16) :

- Le lien représente le type de relations ;
- La couleur est attribuée en fonction du niveau de relation ;
- L'épaisseur du lien est donnée par sa pondération.

Tableau 16 : Descriptions des flux

Niveau de relations	Type de relations	Description
Flux de matériels techniques (Marron)	Navire	Prêt d'un navire
	Infrastructure portuaire	Mise à disposition d'un accès à des infrastructures
Flux monétaires (Orange)	Financement	Ponctuelle, pour un projet
	Prestation	/
	Mécénat	Dons
	Subvention	Demande annuelle
Flux d'implication (Bleu)	Décisionnaire	/
	Concertatif	Discussions qui peuvent influencer les décisions prises
	Consultatif	Recueil des avis
Flux de transfert de compétences (Rouge)	Technique	Construction, immersion.
	Scientifique	Suivis, analyses
	Administratif	Contrôle des structures, des réglementations
	Educatif	Evènements culturels, sensibilisation
	Collaboration	Echange de compétences
Flux d'information (Vert)	Technique	Rapport technique
	Scientifique	Articles scientifiques, colloques...
	Administratif	Rapport, document juridique, interdiction
	Médiatique	Presse, journaux

L'ensemble des éléments nécessaires, les nœuds et les relations, étant maintenant défini, l'étape suivante de l'analyse de réseaux est la modélisation des réseaux d'acteurs.

1.3.3. Modélisation des réseaux d'acteurs humains

Pour chaque site étudié et décrit en introduction (Etretat, Cherbourg, Croisic, Oléron, Capbreton, Gruissan, Agde, Carry-le-Rouet, Marseille et Vallauris), un réseau par période (initiation, mise en place et gestion) a été modélisé. Autrement dit, trois réseaux ont été construits pour chaque site étudié sauf pour les sites de RA les plus récents encore dans la période de mise en place au moment des entretiens (Cherbourg et Oléron). Ainsi, un total de 28 réseaux d'acteurs a été modélisé (Figure 54 ; Figure 55)

Afin de pouvoir établir des comparaisons, la taille des réseaux a été fixée à partir de la distance géodésique (nombre de relations minimum séparant les nœuds les plus éloignés). En se référant à la méthode d'identification de la population d'étude, par « effet boule de neige », deux niveaux d'acteurs sont intégrés au réseau, la distance géodésique maximale entre ces acteurs est alors de 4 (Figure 53).

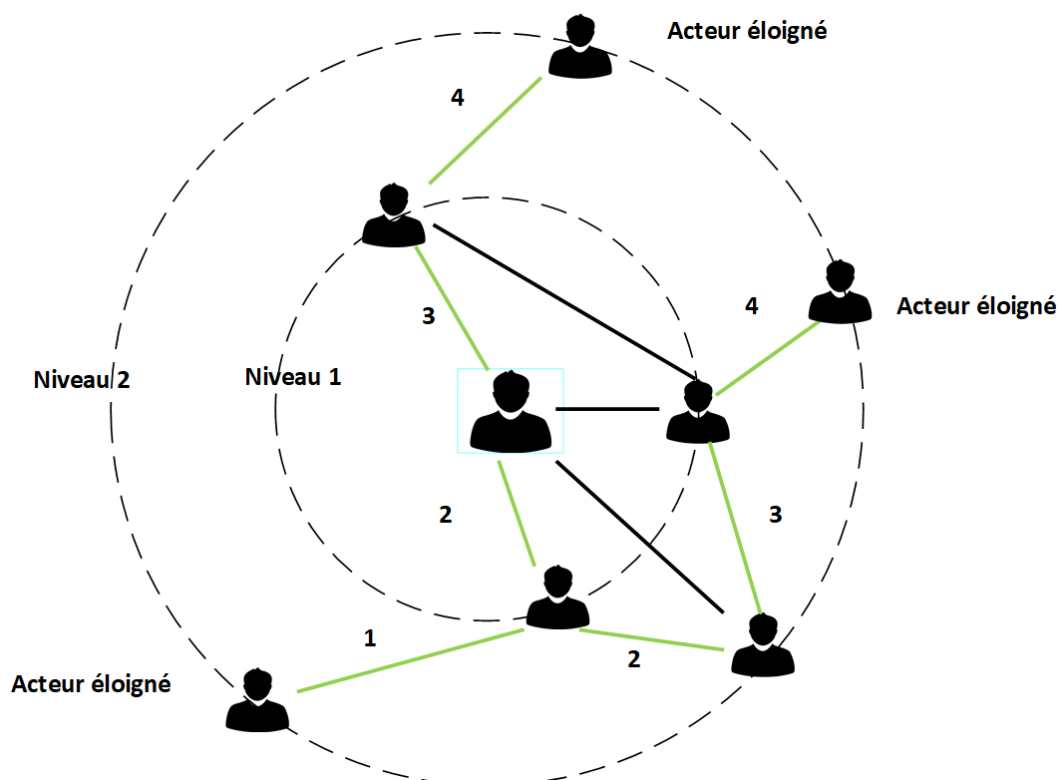


Figure 53 : Délimitation de la taille des réseaux à partir d'une distance géodésique de 4

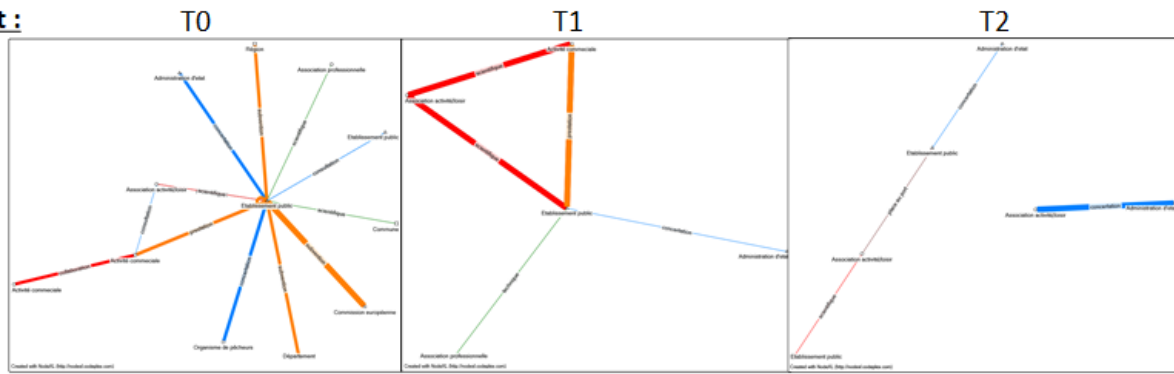
Tous les réseaux ont été construits de la même manière, à l'aide de l'extension Nodlexl du logiciel Excel, pour pouvoir établir des comparaisons :

- Les relations ont été déduites des entretiens et de la bibliographie ;
- La population échantillonnée a été identifiée par les acteurs eux-mêmes ;
- La taille maximale du réseau est fixée à une distance géodésique de 4 ;
- Les réseaux construits sont des réseaux dits « complets » ;
- Les nœuds représentent les organisations ;
- Les relations sont pondérées et représentent des flux matériels, monétaires, d'information, de compétences ou d'implication non orientées ;
- 16 des 28 réseaux ont été validés par les porteurs de projets identifiés dans la Partie 1.

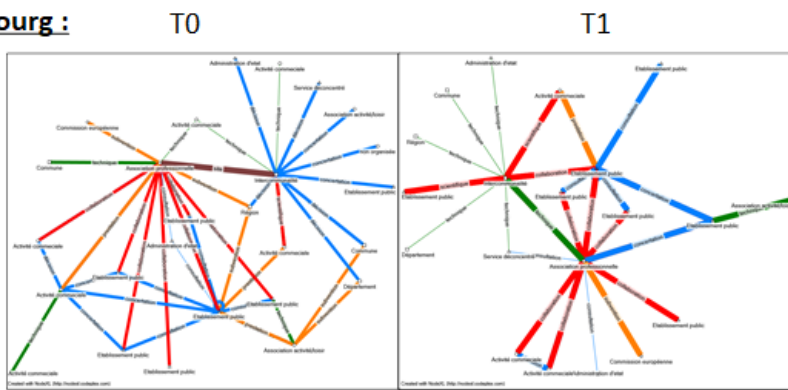
Comme nous pouvons le voir sur les miniatures des modélisations (Figure 54 ; Figure 55), ces réseaux sont parfois denses et sont difficiles à analyser visuellement, nous avons pourtant tenu à les proposer à titre d'information. Pour chaque réseau d'acteurs, l'utilisation d'indicateurs facilitera leurs analyses.

Les réseaux d'acteurs en Manche

Etretat :

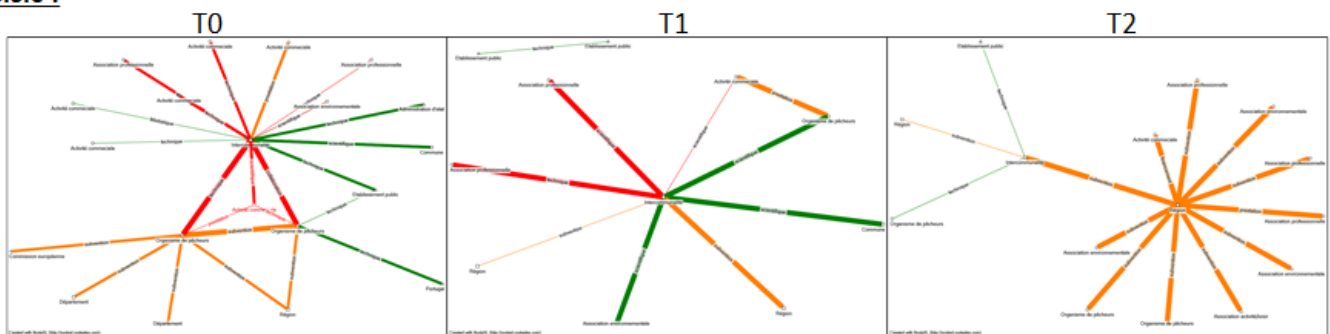


Cherbourg :

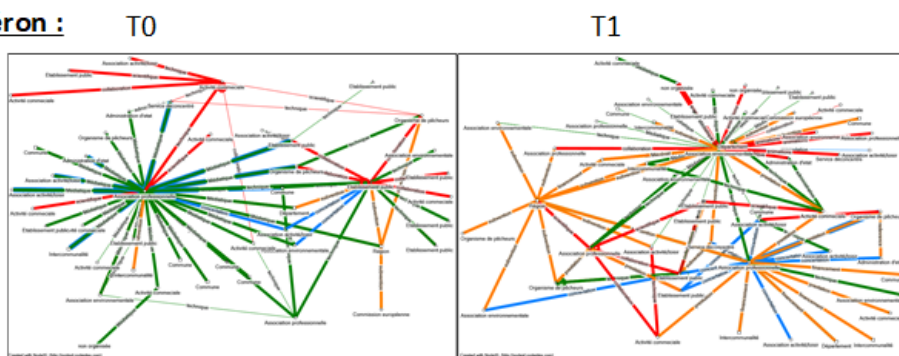


Croisic :

Les réseaux d'acteurs en Atlantique



Oléron :



Capbreton :

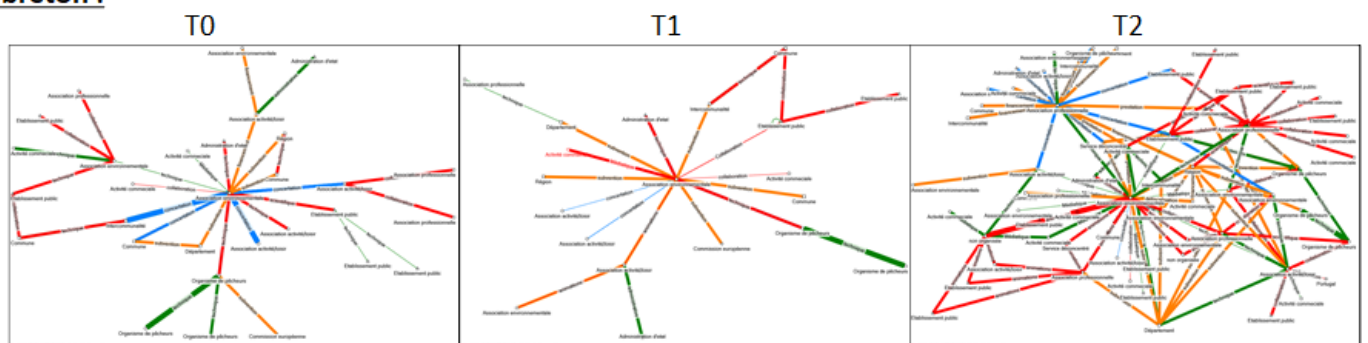
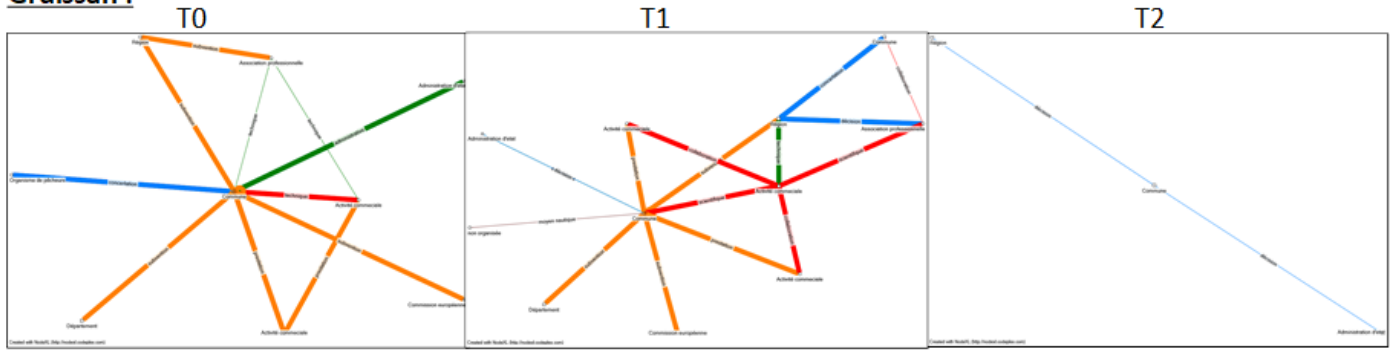


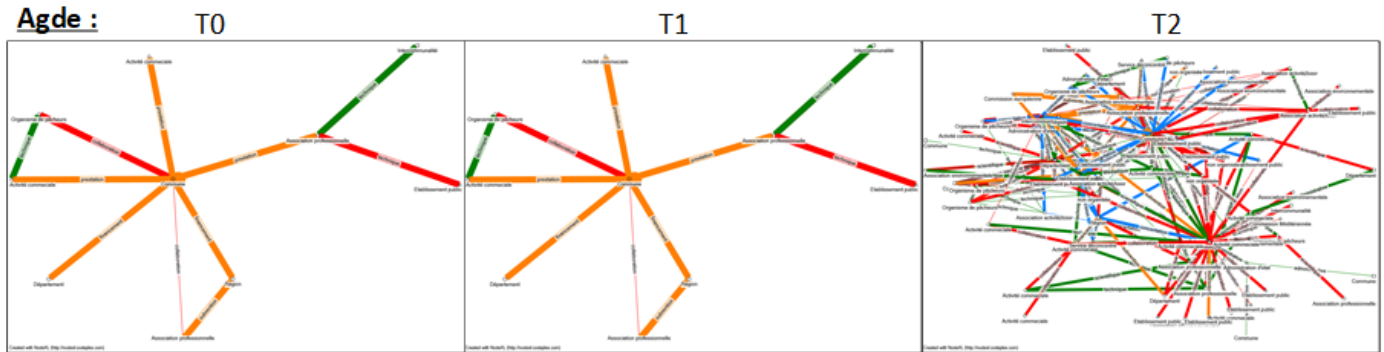
Figure 54 : Miniatures des modélisations des réseaux d'acteurs en Manche et Atlantique représentant la complexité plus ou moins grande des réseaux

Les réseaux d'acteurs en Méditerranée

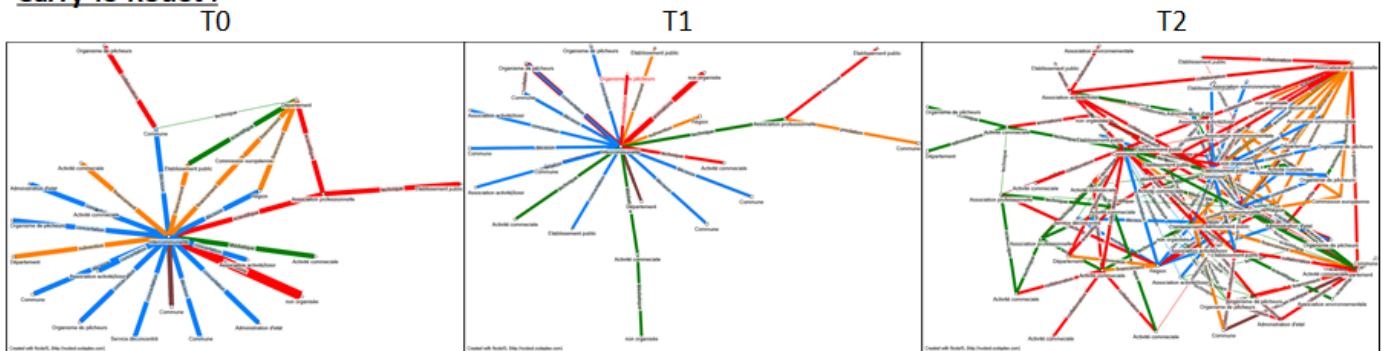
Gruissan :



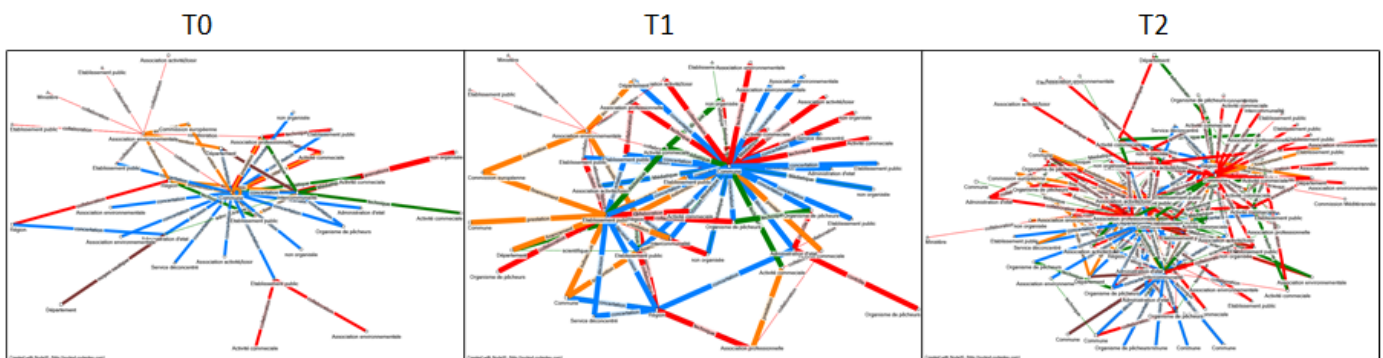
Agde :



Carry-le-Rouet :



Marseille-Prado :



Vallauris :

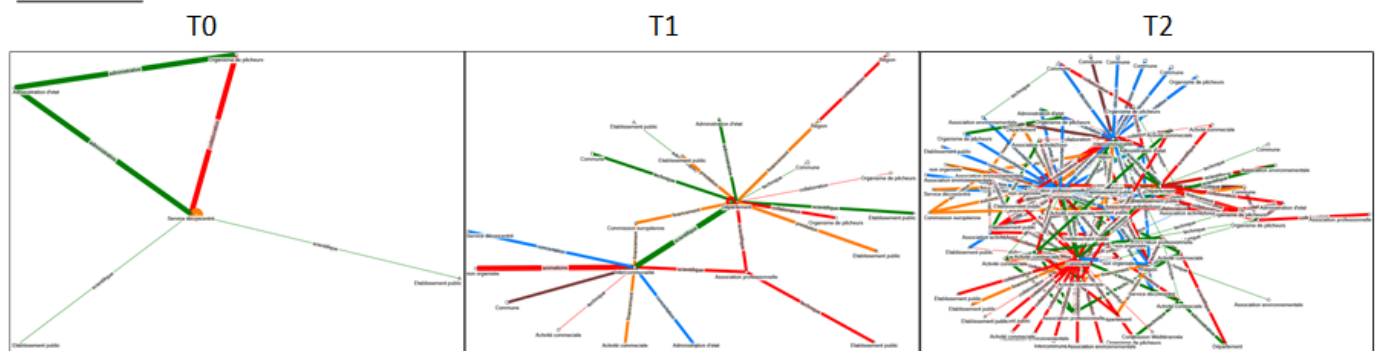


Figure 55 : Miniatures des modélisations des réseaux d'acteurs en Méditerranée

1.4. Analyse des résultats sous l'angle des propriétés structurelles

L'analyse structurale de graphes permet de définir des indicateurs qui serviront à comparer les réseaux entre eux (Lagesse *et al.*, 2016). Plusieurs **indicateurs** peuvent être utilisés pour décrire les différents éléments composant le réseau (les nœuds, les relations et la structure même du réseau) :

- La moyenne du **nombre de types d'organisations** et de **types de relations** par réseau,
- la **fréquence de présence** des types de nœuds et de liens au sein des 28 réseaux étudiés,
- les indicateurs de **centralité des nœuds** (*Degree*, *Betweenness*, *Closeness* et *Eigenvector*).
- la **forme du réseau** (planaire ou complexe).

Revenons plus précisément sur les deux derniers types d'indicateurs qui nécessitent une explication plus détaillée.

La **centralité** est une mesure renseignant sur la position d'un nœud au sein du graphe (Burt, 2005). Cette notion a été définie pour caractériser l'importance d'un nœud par comparaison avec les autres (Bavelas, 1948 ; Lazega, 2014 ; Shaw, 1954 ; Tabourier, 2010 ; Figure 56 ; Annexe 5) :

- Le ***Degree Centrality*** (degré de centralité) : cet indicateur est fondamental en analyse de réseaux et correspond au nombre total de relations entretenues par le nœud. Celui-ci permet de définir la connexité du réseau, c'est-à-dire la capacité du réseau à relier tous les nœuds ;
- La ***Betweenness centrality*** (mesure d'intermédiarité) : c'est la capacité du nœud à connecter des nœuds isolés et devenir le nœud de passage obligé pour atteindre d'autres nœuds du réseau. Dans certains cas, ce nœud peut être essentiel pour le maintien d'un réseau connexe, c'est-à-dire le maintien d'au moins une relation entre les nœuds du réseau ;
- La ***Closeness centrality*** (mesure de proximité) : elle correspond à la valeur de proximité du nœud avec les autres. Cette valeur indique la place du nœud au sein du réseau. Plus un nœud a une valeur élevée, plus il a la capacité à diffuser une information à l'ensemble du réseau ;
- La ***Eigenvector centrality*** (mesure de voisinage) : elle correspond à la place du nœud par rapport au nœud à forte valeur de *degree centrality*. La position de ce nœud est considérée comme stratégique de par sa proximité avec un nœud entretenant de nombreuses relations.

Dans un souci de respect de la significativité exacte des termes anglosaxons ci-dessus, et étant donné que la traduction française réduit la portée, nous emploierons ceux-ci dans leur langue d'origine selon les définitions proposées ci-dessus.

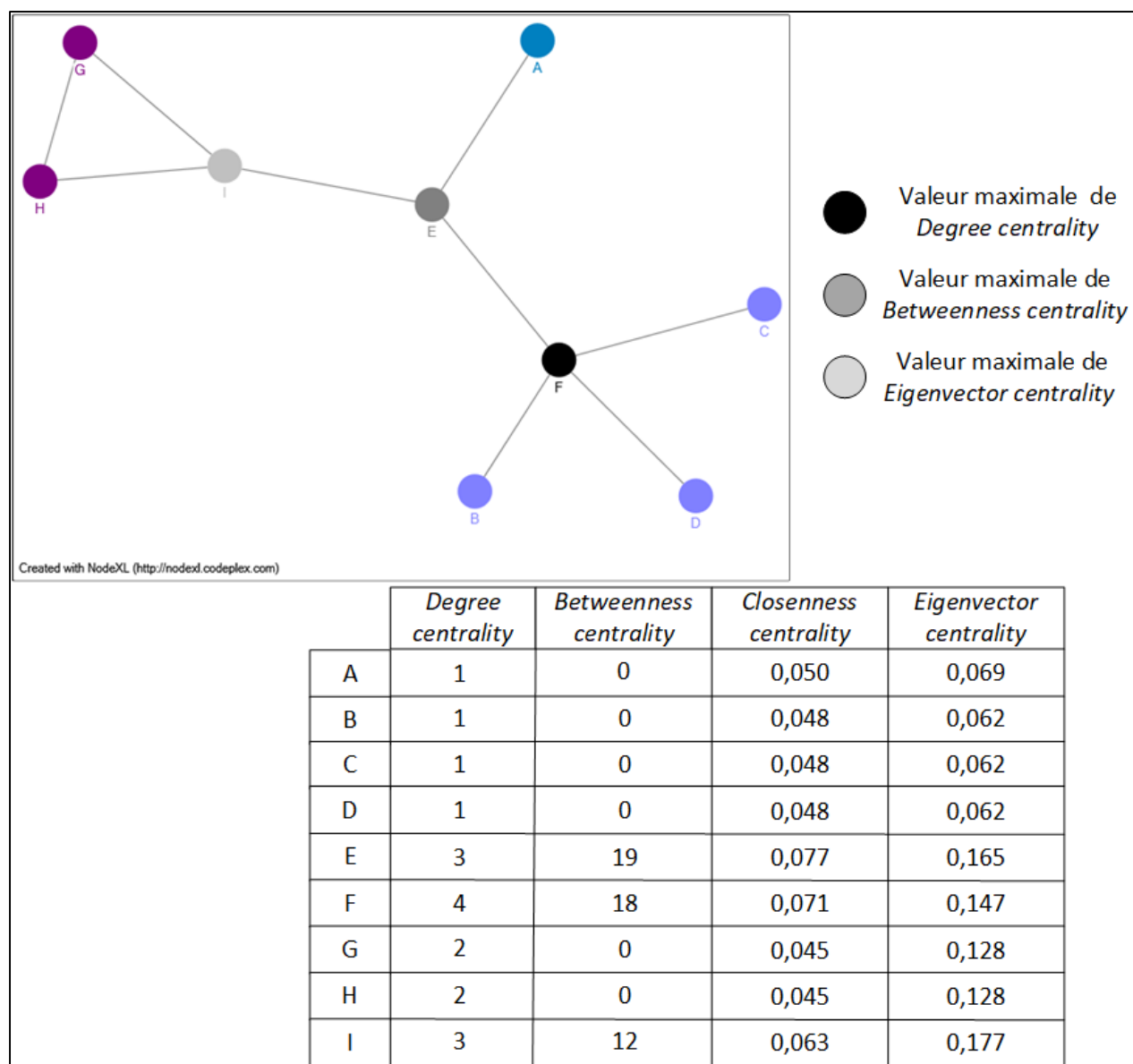


Figure 56 : Définition des indicateurs de centralité (inspiré de Tabourier, 2010). Les lettres A à I sont des nœuds avec différentes valeurs de centralité

La **forme du réseau**, quant à elle, donne une indication sur la manière dont les relations se mettent en place et évoluent selon deux formes distinctes :

- Un réseau dit « **planaire** » est un réseau dont les relations ne s'entrecroisent pas, autrement dit, il est possible de représenter le réseau dans un plan sans qu'aucun lien ne se coupe (Müller, 2012). Dans certains cas, le chemin d'un acteur à l'autre est unique (Figure 57) ;
- Un réseau dit « **complexe** » est défini comme un réseau comprenant un nombre élevé de nœuds et de relations. Cette définition s'applique préférentiellement aux réseaux sociaux (Facebook, Twitter) qui comprend des milliers voire des centaines de milliers de nœuds et de relations. Ce n'est pas notre cas, dans cette étude, où le nombre de relations par réseaux est de l'ordre de la centaine. Cependant, afin de distinguer les formes de réseaux, nous appellerons tout de même complexe des réseaux comportant plus de cent relations (Figure 57).

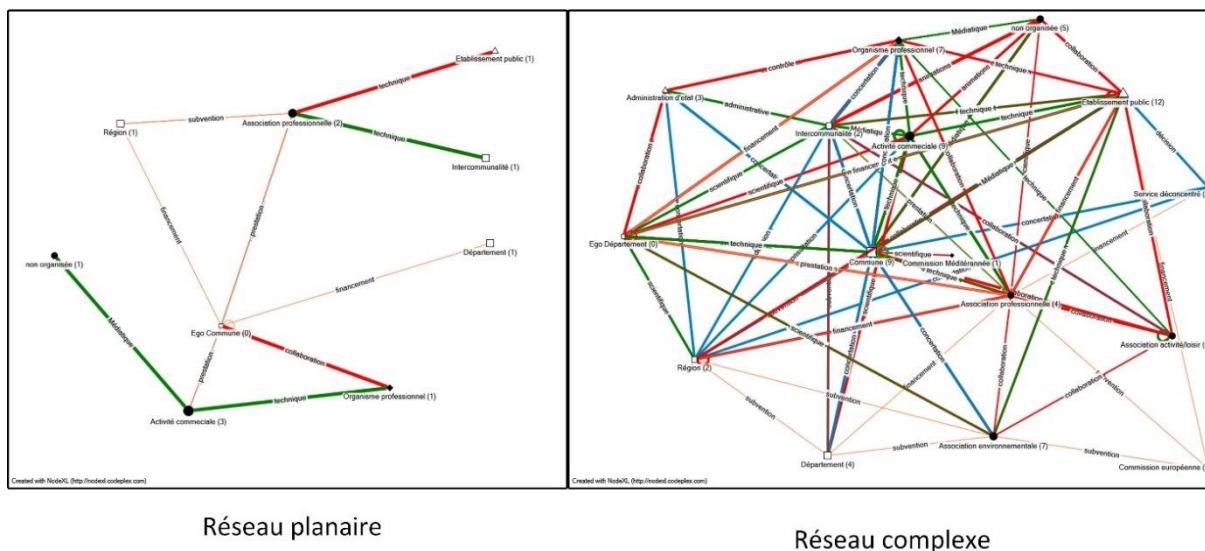


Figure 57 : Illustrations des formes de réseaux planaire et complexe

A l'aide de l'ensemble de ces indicateurs, nous allons pouvoir décrire et comparer les propriétés structurelles et fonctionnelles des réseaux dans le but de vérifier si l'immersion de RA a engendré des modifications de celles-ci. Pour ce faire, nous allons étudier, une par une, chaque composante des réseaux. Nous commencerons par l'analyse **des nœuds** puis **des relations** pour terminer par l'analyse de la **structure du réseau**.

2. Définition de l'acteur clé dans un projet de récifs artificiels

L'analyse des nœuds consiste à examiner la position et la fonction des nœuds (les acteurs) au sein du réseau. Certains nœuds sont alors définis comme essentiels pour maintenir les fonctions et la structure du réseau : ce sont les **acteurs clés**. La définition d'un acteur clé varie selon le contexte et les objectifs étudiés. En effet, elle peut recouper l'idée d'une position centrale de l'acteur au sein du réseau, du nombre de relations que cet acteur peut avoir avec son entourage, de sa capacité à transmettre une information, de sa force de décision, etc. Nous allons mobiliser les différentes définitions de ces **fonctions de « l'acteur clé »**.

Pour spécifier la **fonction** de cet acteur clé au sein des réseaux d'acteurs, nous allons réaliser une analyse structurale à l'échelle des types d'organisations que représentent ces acteurs pour chaque site d'étude et aux différentes périodes de vie des projets de RA (initiation, mise en place et gestion). Nous nous appuyons sur les **indicateurs** précédemment décrits. **Six fonctions** de cet acteur clé se distinguent selon ces indicateurs :

- 1- l'acteur a **forte représentativité** (nombre d'acteurs),
- 2- l'acteur **incontournable** (fréquence de présence),
- 3- l'acteur **relationnel** (*Degree centrality*),
- 4- l'acteur **mobilisateur** (*Betweenness centrality*),
- 5- l'acteur **diffuseur d'information** (*Closeness centrality*),
- 6- l'acteur **stratégique** (*Eigenvector centrality*).

A partir de ces indicateurs, nous allons définir quels sont les acteurs clés au sein des réseaux de RA et préciser leur fonction.

2.1. Caractéristiques générales des acteurs des récifs artificiels

Les valeurs des indicateurs de chaque site d'étude ont été moyennées toutes périodes confondues, mettant en évidence des tendances générales sur le type d'acteurs clés et la fonction qu'ils occupent au sein du réseau d'acteurs de RA (Tableau 17). Les valeurs du tableau sont discutées dans les paragraphes suivants.

Tableau 17 : Moyenne des indicateurs choisis définissant une tendance générale d'acteurs clés au sein des réseaux de RA

Nœud Niveau 1	Nœud Niveau 2	Moyenne du nombre d'acteurs	Fréquence de présence	Moyenne Degree	Moyenne Betweenness	Moyenne Closeness	Moyenne Eigenvector
1. SOCIETE CIVILE	Activité commerciale	4,68	89%	2,28	5,56	0,03	0,050
	Association environnementale	2,39	46%	2,96	23,07	0,025	0,033
	Association de loisir	1,96	71%	2,58	15,86	0,058	0,048
	Organisme de pêcheurs	1,89	75%	2,67	7,20	0,029	0,049
	Association professionnelle	1,68	82%	3,76	23,03	0,025	0,053
	Non organisée	1,25	57%	2,09	8,92	0,015	0,020
2. COLLECTIVITE TERRITORIALE	Commune	2,43	68%	2,81	29,73	0,019	0,030
	Intercommunalité	0,86	57%	6,19	74,88	0,015	0,038
	Département	1,43	75%	2,57	10,94	0,022	0,034
	Région	1,21	89%	4,28	21,95	0,038	0,062
3. ETAT	Etablissement public	4,79	79%	2,93	11,16	0,025	0,037
	Administration	2,42	93%	2,60	5,39	0,068	0,057
	Ministère	0,14	11%	1,00	0,00	0,008	0,006
4. INTERNATIONAL	Commission européenne	0,64	64%	1,67	0,18	0,020	0,030
	Portugal	0,07	7%	1,00	0,00	0,013	0,014
	Commission Méditerranéenne	0,11	11%	1,00	0,00	0,005	0,005
	Acteur central (Ego)	1,04	100%	16,98214	293,06	0,086	0,180

2.1.1. L'acteur à forte représentativité : indicateur du nombre d'acteurs

A l'aide de l'indicateur référençant le nombre d'organisations au sein de chaque type d'organisations, nous allons quantifier leur degré de représentativité. Les types d'organisations ayant **le plus de représentants** impliqués dans les projets de RA sont (Tableau 17) :

- les établissements publics (moyenne de 4,79 organisations au sein des réseaux),
- les activités commerciales (moyenne 4,68 organisations au sein des réseaux),
- les Communes (moyenne 2,43 organisations au sein des réseaux).

Cette forte représentativité de ces types d'organisations démontre l'attrait des RA pour les acteurs de la recherche (établissement public) et du secteur de l'économie (activité commerciale). Au niveau de la recherche, la France participe effectivement à l'amélioration des connaissances sur les RA par la

publication d'articles scientifiques concernant aussi bien les RA de manière générale que le design des modules ou la structure des communautés de poissons (Lee *et al.*, 2018). Les acteurs du secteur commercial interviennent à toutes les périodes de développement des RA, de la conception à la gestion administrative du dossier de demande d'autorisation, aux suivis et à la maintenance des sites. Malgré le fait que les RA étudiés aient peu d'objectifs spécifiques économiques, la dominance des activités commerciales au sein des réseaux (13% des organisations sont de type activité commerciale) est aussi bien établie que sur des RA à vocation touristique de Brisbane, Australie (19%) (Schaffer & Lawley, 2012).

A l'échelle de l'individu, le type d'organisations représentant le plus grand nombre d'acteurs (nombre d'acteurs au sein des organisations) est, ici encore, **l'établissement public**. Pourtant, ce type d'organisations n'est pas présente au sein de tous les réseaux d'acteurs étudiés. Un autre indicateur permet de faire cette distinction : la fréquence d'apparition des organisations au sein des réseaux.

2.1.2. *La fréquence déterminant les acteurs incontournables : indicateur de fréquence de présence*

Tous les types d'organisations ne sont pas systématiquement présents sur les 28 réseaux d'acteurs étudiés. Leur **fréquence de présence** peut servir d'indicateur pour déterminer les acteurs **incontournables** des projets de RA.

Les organisations les plus fréquentes sont répertoriées en tant qu'**administration**. Elles sont présentes dans 93% des réseaux d'acteurs étudiés (sauf Agde T0 et T1 et Carry-le-Rouet T2). Les administrations ont un rôle d'encadrement réglementaire pendant la période d'initiation des projets. Elles sont sollicitées afin de délivrer les autorisations nécessaires à l'immersion de RA. Puis selon les arrêtés préfectoraux pris, certaines clauses maintiennent le lien entre les administrations et le porteur de projet :

- Envoi des rapports de suivis scientifiques ;
- Durée de concession parfois restreinte, impliquant une demande de renouvellement pendant la période de mise en place ;
- Mise en place de mesures de gestion telles que des interdictions ou des cantonnements de pêche nécessitant une intervention réglementaire.

En France, contrairement à d'autres pays comme les Etats-Unis, la Chine, le Japon ou même le Portugal, l'Etat et ses services ne sont pas un acteur à l'initiative du déploiement des RA (comme nous l'avons vu en Partie 1). Il intervient dans les projets de RA dans un rôle de contrôle.

Deux autres organisations sont très fréquentes au sein des réseaux : les activités commerciales et les Régions. Elles sont présentes dans 89% des cas étudiés (Tableau 17). Elles sont sollicitées pour répondre aux besoins financiers et de support technique.

La fréquence d'apparition des types d'organisations dans les réseaux n'est pas un critère suffisant pour appréhender leurs interactions avec les autres acteurs du réseau. C'est pourquoi d'autres indicateurs sont nécessaires pour décrire leur fonction au sein des réseaux.

2.1.3. La position particulière de certains types d'organisations au sein du réseau : les indicateurs de centralité

Pour définir les autres fonctions des types d'organisations au sein du réseau, nous allons utiliser les indicateurs de centralité (*Degree Centrality*, *Betweenness Centrality*, *Closeness Centrality*). Les moyennes sont calculées uniquement à partir des valeurs des indicateurs par type d'organisations présentes.

Le *Degree Centrality* est le nombre de relations qu'entretient chaque organisation au sein du réseau, il exprime la capacité **relationnelle** de l'acteur. A l'échelle des types d'organisations, celles entretenant le plus de relations sont les **Intercommunalités** (6,19), les **Régions** (4,28) et les **associations professionnelles** (3,76). Ces types d'organisations sont des éléments moteurs et fédérateurs car ils concentrent les relations, les entretiennent et les étendent à d'autres acteurs.

La *Betweenness Centrality* permet de rendre compte de la capacité de l'organisation à agrandir le réseau. Lorsque cet indicateur est élevé, l'organisation a un rôle mobilisateur, c'est-à-dire qu'elle intègre au réseau des organisations qui, sans sa présence, ne seraient pas incorporées au réseau. Les types d'organisations les plus **mobilisatrices** au sein des réseaux de RA sont les **Intercommunalités** (74,883), les **Communes** (29,730) et les **associations environnementales** (23,07). Ces organisations sont mobilisatrices de par leur fonctionnement propre. En effet, les associations environnementales sont en relation avec le public et avec les institutions. Elles vont ainsi pouvoir mobiliser et incorporer au réseau ces types d'organisations. Les intégrer dans les projets de RA permet de développer le réseau. Les Intercommunalités sont, elles aussi, déjà des intermédiaires en faisant le lien entre plusieurs organisations (Communes, associations). Elles facilitent ainsi la connexion avec ces autres organisations et participent à la mobilisation des acteurs.

La *Closeness Centrality* est dominée par les **administrations** (0,068) et les **associations de loisirs** (0,058). Ces types d'organisations occupent une position intermédiaire au sein des réseaux de RA en termes de nombre d'acteurs à portée de relations. Les relations qu'entretiennent ces types d'organisations leur permettent d'accéder à un grand nombre d'acteurs du réseau. Ces acteurs ont une puissance de **diffusion d'information importante**.

La *Eigenvector Centrality* est dominée par les **Régions** (0,062) et les **administrations** (0,056). Ces types d'acteurs ont une position **stratégique** au sein du réseau. Ils sont en relation directe avec des acteurs à fort *Degree centrality*.

Toutes ces organisations occupent une position particulière au sein des réseaux. Voici un schéma explicatif de ce que peut être cette position structurelle en fonction des valeurs de centralité (Figure 58).

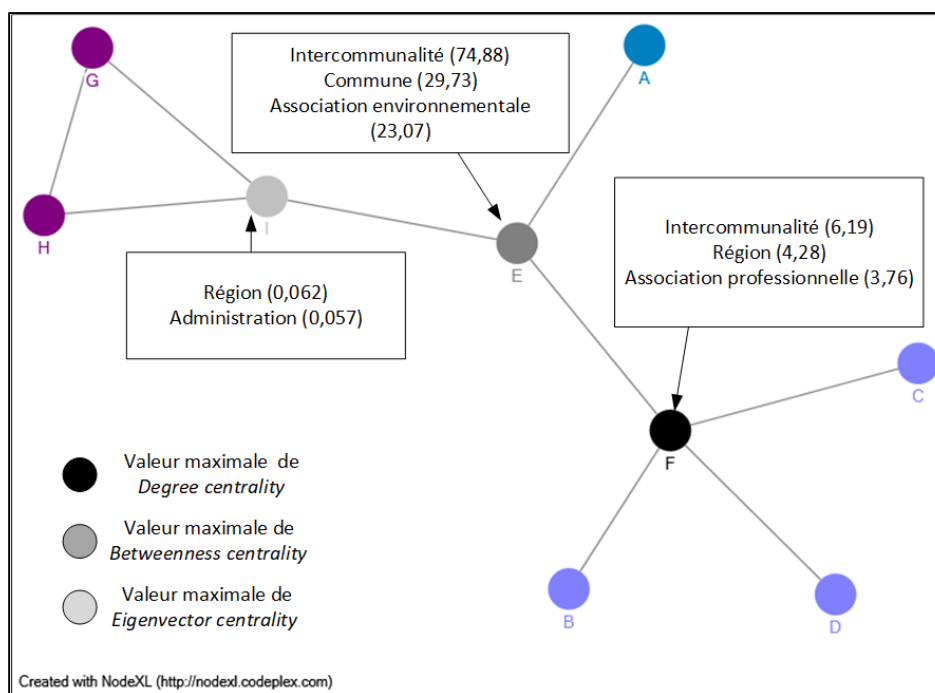


Figure 58 : Schéma décrivant la position structurelle des organisations selon leurs indicateurs de centralité

2.2. Evolution des types d'organisations ayant une fonction d'acteur clé au sein des réseaux selon les trois périodes de vie des projets de récifs artificiels

D'un point de vue général, nous avons vu quels étaient les acteurs clés et leurs fonctions au sein des réseaux de RA. Les réseaux d'acteurs de RA évoluent au cours du temps et au cours des différentes périodes. Nous avons distingué trois principales périodes, période d'initiation des RA (T0), période de mise en place (T1) et période de gestion (T2). Nous allons maintenant préciser, à l'aide des indicateurs précédemment utilisés, les types d'organisations clés à chaque période de la vie des RA et en comprendre leurs évolutions.

2.2.1. Définition de la période d'abondance et évolution des types d'acteurs incontournables

Sur les 10 projets de RA étudiés, 201 organisations se sont ou ont été impliquées. Cette implication est homogène selon les périodes de la vie d'un RA avec une mobilisation importante (141 organisations) pendant la période d'initiation, une diminution de la mobilisation pendant la période de mise en place (134 organisations) et un regain de mobilisation (159 organisations) durant la période de gestion. **La période d'abondance d'acteurs** au sein des réseaux est donc celle de **gestion** des RA.

La première dynamique est tout d'abord décroissante et laisse penser à un essoufflement ou un désintérêt des acteurs. Les périodes sont, de fait, différentes les unes des autres et ne nécessitent pas les mêmes besoins (Figure 59).

Partie 2 : Approche socio-écologique du fonctionnement des récifs artificiels : évolution de la mobilisation des humains et non-humains

	Autorisation	Financement	Suivi scientifique	Acceptation de la société civile	Présence de la faune et flore	Porteur de projet	Support technique
Période d'initiation	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Période de mise en place	Non	Pas forcément	Oui	Non	Oui	Non	Non
Période de gestion	Oui, si de nouvelles immersions	Oui, si des mesures de gestion sont mises en place	Oui, si des mesures de gestion sont mises en place	Oui, si des mesures de gestion sont mises en place	Oui	Oui	Oui, si de nouvelles immersions

Figure 59 : Synthèse des besoins identifiés pour chaque période d'un projet de RA

Pendant la **période de mise en place**, les autorisations et l'acceptation du public sont déjà acquis ainsi qu'une partie, voire la totalité des financements nécessaires à la mise en place des suivis. Le porteur de projet est déjà défini et les RA sont immergés. Les organisations sollicitées en amont du projet le sont moins pendant cette période. 28 organisations ne s'intéresseront plus aux projets de RA (elles quittent alors le réseau d'acteurs à cette période) ou sont des organisations qui n'existent plus (administration, activité commerciale). A l'inverse, 21 nouvelles organisations intègrent le réseau à cette période, répondant à un besoin plus important de suivis scientifiques (bureaux d'étude et établissements publics). Quant à la **période de gestion** des RA, elle mobilise à nouveau des acteurs pour répondre aux besoins de gestion. De nouvelles organisations (29), dont principalement des établissements publics (34%), sont sollicitées contre seulement quatre organisations qui quittent le réseau. Certaines organisations présentes pendant la période d'initiation se réinvestissent aussi dans la gestion des sites de RA (6).

Les types d'organisations **incontournables** (les plus fréquentes) sont les **établissements publics**, les **activités commerciales** et les **Communes** et ce, sur les trois périodes. Cette fréquence élevée de ce type d'organisations va de pair avec les besoins identifiés aux différentes périodes, appui technique durant la période de mise en place et soutien scientifique durant la période de gestion. Elle peut s'expliquer aussi par la grande diversité d'organisations qu'ils regroupent : les établissements publics regroupent à eux seuls 19% des organisations mobilisées, les activités commerciales rassemblent 13% des organisations et les Communes 11%.

Malgré une période de gestion marquée par une forte mobilisation d'acteurs, les types d'organisations incontournables sont identiques d'une période à l'autre, ne montrant pas d'évolution selon cet indicateur.

2.2.2. Les périodes de diversité d'acteurs et évolution des types d'acteurs ayant une fonctions clé

Les acteurs à forte valeur de représentativité, de *Degree Centrality*, de *Betweenness Centrality* et de *Closeness Centrality* ont été référencés pour chaque site étudié selon leur type d'organisations. Une analyse de contingence a mis en évidence le nombre de fois qu'un type d'organisations est référencé sur l'ensemble des sites, exprimé en pourcentage (Figure 60).

Partie 2 : Approche socio-écologique du fonctionnement des récifs artificiels : évolution de la mobilisation des humains et non-humains

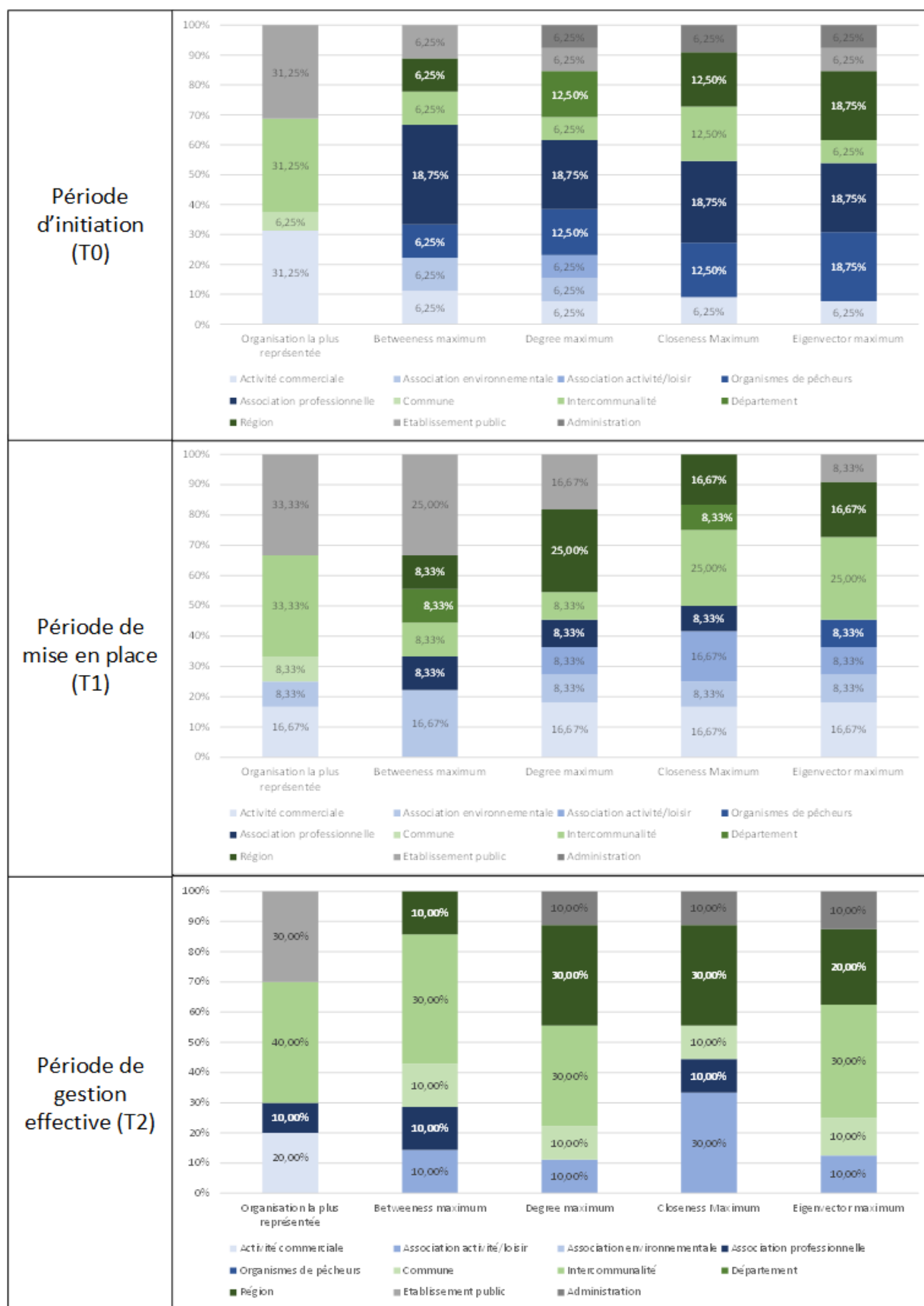


Figure 60 : Fréquence de centralité des types d'organisations selon les périodes de vie des RA.

Les types d'organisations ayant une fonction clé au sein des réseaux de RA sont plus **diversifiés** pendant la **période d'initiation** et de **mise en place** que pendant la période de gestion. Ces observations sont dépendantes des choix paramétriques de modélisation des réseaux et notamment de la distance géodésique. Pour certains cas d'études, cette distance implique l'intégration d'acteurs spécifiques à d'autres sites d'études au sein du réseau. Cette forte connectivité des acteurs est très développée en Méditerranée et ressort dans l'analyse des acteurs. Ainsi, le type d'organisations « Intercommunalité » représente 30 à 40% des acteurs clés de la période T2 et correspond au gestionnaire du site de Carry-le-Rouet. Cet acteur est donc présent au sein de plusieurs réseaux et participe à leur extension. Nous allons poursuivre l'analyse de l'évolution des acteurs clés, selon les grandes familles d'acteurs (Figure 60).

La société civile (type d'organisations en bleu) :

Les organisations issues de la société civile ont de moins en moins de fonction d'acteur clé, très centrales pendant la période d'initiation et de mise en place, leurs fonctions mobilisatrice, relationnelle et stratégique diminuent avec le temps.

Les **associations professionnelles**, acteurs cumulant les fonctions mobilisatrice, relationnelle, stratégique et de diffuseur d'information durant la période d'initiation, laissent peu à peu la place aux associations de loisirs. Ce phénomène peut s'expliquer par l'implication croissante des associations à travers les sciences participatives. Sur le site d'Etretat, par exemple, une association de plongeurs s'est impliquée dès le début dans la réalisation de l'inventaire de la faune et flore marine sur les RA. Lorsque les moyens financiers ne permettent pas de faire intervenir des activités commerciales, le recours aux sciences participatives, à travers des associations de loisirs, est un moyen de poursuivre les actions de suivis des RA.

Les **organisations de pêcheurs** apparaissent comme des acteurs clés principalement durant la période d'initiation. Cette fonction est en lien direct avec les besoins référencés pour les projets de RA. En effet, nous avons vu dans la Partie 1, que les organisations des pêcheurs sont sollicitées notamment pour l'acceptation du projet et le choix de la zone d'implantation. Cet acteur a une fonction stratégique dans 18,75% des cas à cette période.

Les collectivités territoriales (type d'organisations en vert) :

Au fil des périodes, les collectivités territoriales apparaissent de plus en plus comme des acteurs clés et notamment les Intercommunalités et les Régions. En effet, ces dernières se sont vu attribuer la gestion des fonds européens pour la pêche depuis 2015. Ces fonds monétaires sont souvent employés pour financer l'immersion de RA (voir Partie 1.2). Ce renforcement de compétences explique la présence des Régions en tant qu'acteur clé au sein des réseaux de RA de la période de gestion et notamment lorsque de nouveaux programmes d'immersion sont déployés. A l'inverse, les Départements sont peu mobilisés car la mise en place et la gestion des RA n'entrent pas ou peu dans leur domaine de compétence.

L'Etat (type d'organisations en gris) :

Les établissements publics sont des acteurs clés à toutes les étapes de la vie des RA, de leur conception à leur gestion. L'aspect innovant et expérimental des RA en ont fait des objets d'étude ou support de recherche. L'implication des établissements publics en tant que conseillers et acteurs de recherche en font des acteurs clés des réseaux de RA.

A partir de ces indicateurs, il a été possible de déterminer les fonctions principales des types d'organisations au sein des réseaux de RA et de les spécifier selon les périodes. Cependant, un ou des acteurs se distinguent en cumulant l'ensemble de ces fonctions : l'acteur central.

2.3. Le cumul des fonctions clés de l'acteur central au sein des réseaux

L'**acteur central** est défini au moment de l'élaboration de la population d'étude comme l'Ego (cf 1.1). Cet acteur est désigné comme le référent du site étudié. Dans certains cas, cet acteur est le porteur de projet (devenu concessionnaire). Dans d'autres cas, il s'agit de l'acteur traducteur (devenu gestionnaire). Enfin, il est possible que ces deux acteurs soient référencés comme Ego (acteur traducteur et porteur de projet). Pour des raisons de lisibilité, ces acteurs n'ont pas été agrégés avec les types d'organisations qu'ils représentent, afin de mettre en évidence leur rôle.

Tout comme pour les autres types d'organisations, nous avons identifié quelles positions et quelles fonctions entretenaient cet acteur au sein du réseau et ce, durant les trois périodes de vie des RA. Afin de vérifier la fonction clé de cet acteur, nous avons comparé les valeurs de ces indicateurs avec celles des autres acteurs et déterminé un classement (Tableau 18).

Tableau 18 : La position des acteurs centraux (Ego) de RA au sein des réseaux d'acteurs (Fr: Fréquence; B: *Betweness centrality*; D: *Degree centrality*; C: *Closeness centralit*; E: *Eigenvector centrality*)

	Période d'initiation					Période de mise en place					Période de gestion effective					
	Fr	B	D	C	E	Fr	B	D	C	E	Fr	B	D	C	E	
<u>Manche</u>																
Etretat	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	100%	1	1	3	1	
Cherbourg	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	/	/	/	/	/	
<u>Atlantique</u>																
Croisic	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	
Oléron	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	/	/	/	/	/	
Capbreton	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	
<u>Méditerranée</u>																
Gruissan	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	
Agde	100%	1	1	2	1	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	
Carry-le-Rouet	100%	1	1	1	1	100%	1	1	3	1	100%	2	1	1	1	
Marseille	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	
Vallauris	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	100%	1	1	1	1	

Ces acteurs sont systématiquement représentés du fait de la méthode de construction du réseau employée. Leur fréquence d'apparition est donc systématiquement de 100% et ne permet pas de voir l'évolution de leur position au cours des périodes de vie des RA.

Les indicateurs de *Betweenness Centrality* (B), de *Degree Centrality* (D), de *Closeness Centrality* (C) et de *Eigenvector centrality* (E) montrent que les acteurs centraux peuvent perdre leur fonction clé au sein des réseaux (n°1 dans le tableau). Cette destitution est toutefois minimale. Pour seulement quatre réseaux sur

28, les acteurs centraux ont perdu leurs fonctions clés et cela ne concerne qu'un seul indicateur à chaque fois (Etretat T2, Agde T0, Carry-le-Rouet T1 et T2). Cette analyse témoigne du maintien du rôle primordial de cet acteur et cela pendant toutes les périodes de vie des RA.

L'analyse des types d'organisations centrales de RA montrent que cette position est portée par différentes organisations ; les Communes (25%), les Intercommunalités de type syndicat mixte (25%), les associations professionnelles (17%), une association environnementale (8%), un Département (8%), un établissement public (8%) et une organisation de pêcheurs (8%). Ainsi dans 58% des cas, ce rôle est occupé par les collectivités territoriales et 42% par la société civile. Cela en fait une spécificité tout à fait française car ailleurs dans le monde, sur la plupart des sites de RA, ce rôle est détenu par les services de l'Etat (Pioch, 2007).

2.4. Quatre tendances comportementales des acteurs au sein des réseaux

En utilisant une méthode de construction de réseaux identiques pour chacun des sites étudiés, il a été possible de mesurer des indicateurs caractérisant la position et la fonction des acteurs au sein du réseau formé. A travers cette analyse multisite, il a été possible de mettre en évidence les **différents acteurs clés** des réseaux de RA.

Nous pouvons synthétiser les principales fonctions des types d'organisations des réseaux de RA à l'aide d'une Analyse en Composante Principale (ACP). L'ACP est appliquée sur les valeurs des indicateurs des types d'organisations des 28 réseaux étudiés (Figure 61). La corrélation de Spearman définit deux axes F1 et F2 qui conservent 86,03% de l'inertie totale avec les variables choisies. Selon cette analyse, la moyenne du nombre d'acteurs par type d'organisation est moins bien représentée que les autres indicateurs. Les indicateurs de centralité *Degree* et *Betweenness* sont plus fortement corrélés entre eux qu'avec les autres indicateurs. De même, *Closeness*, *Eigenvector* et la fréquence d'apparition sont positivement corrélés entre eux.

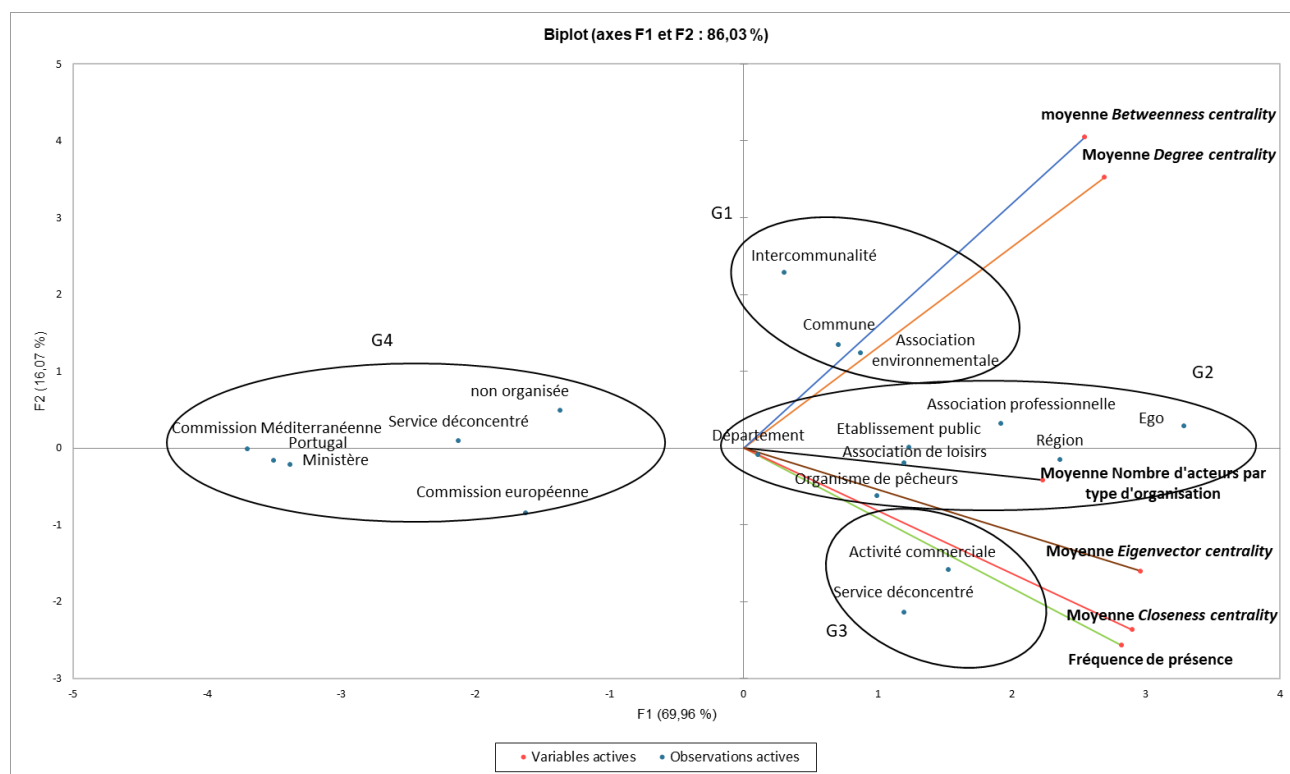


Figure 61 : Analyse en Composante Principale montrant quatre comportements des acteurs au sein des réseaux

En analysant les résultats de cette corrélation, quatre comportements principaux selon les types d'organisations se dégagent (Figure 61) :

G1 : les types d'organisations mobilisatrices et relationnelles

Ce groupe représente les types d'organisations ayant une forte valeur de *Degree* et *Betweenness centrality*, participant fortement à mobiliser de nouveaux acteurs et créer du lien entre ceux-ci. Il s'agit des Intercommunalités, des Communes et des associations environnementales.

G2 : les types d'organisations centrales

Ces organisations cumulent plusieurs fonctions, leur procurant une fonction centrale au sein des réseaux. Celle-ci peut aussi bien être stratégique, de diffusion d'information ou relationnelle. Au sein de ce groupe, trois types d'organisations sont très centrales. Ce sont bien évidemment les acteurs centraux (Ego), accompagnés des Régions et des associations professionnelles. Les autres types d'organisations de ce groupe sont les établissements publics, les associations environnementales, les Départements et les organismes de pêcheurs.

G3 : les types d'organisations incontournables à chaque période

L'indicateur de fréquence d'apparition des organisations au sein des réseaux permet de définir quelles sont les organisations dont la présence est incontournable à chaque période. Ce sont les services déconcentrés et les activités commerciales.

G4 : les types d'organisations peu mobilisés

Ces types d'organisations ne sont pas présents à chaque période et leur mobilisation est peu requise sur les projets de RA étudiés. Ce sont les Ministères, la Commission Européenne et les acteurs internationaux.

L'évolution des types d'organisations portant les fonctions d'acteurs clés a été appréhendée selon les périodes de vie des RA. Chaque période est caractérisée par un assemblage d'acteurs clés :

- La période d'initiation est dominée par les associations professionnelles, les organisations de pêcheurs, les Intercommunalités et les Régions ;
- La période de mise en place, est dominée par les collectivités territoriales, les établissements publics, les associations et les activités commerciales ;
- La période de gestion est dominée par les Intercommunalités et les Régions.

La position de **l'acteur central** reste primordiale au sein de tous les réseaux d'acteurs étudiés et cela durant toutes les périodes de la vie des RA. Sa présence est donc **essentielle au maintien du réseau**.

Dans ce paragraphe, nous avons pu déterminer les propriétés structurelles et fonctionnelles des acteurs au sein des réseaux. Nous avons déterminé des fonctions d'acteurs clés qui sont affectées à des types d'organisations différentes selon les périodes. Hormis les fonctions de l'acteur central qui restent inchangées, il y a une réorganisation des fonctions des acteurs selon les périodes. Ces conclusions vont dans le sens de l'hypothèse d'une modification structurelle et fonctionnelle du réseau engendrée par l'immersion de RA. Pour poursuivre cette analyse, nous allons nous intéresser à la deuxième composante des réseaux : les relations.

3. Les relations privilégiées au sein des réseaux de récifs artificiels

Les relations, qui sont les liens entre les nœuds, forment la deuxième composante étudiée pour décrire et comparer les réseaux d'acteurs modélisés. Dans cette analyse, nous nous appuyons uniquement sur la représentation des relations déduites des entretiens. L'absence de relations ne sera pas abordée car l'objet des entretiens portaient sur les échanges concrets entre les acteurs.

3.1. Deux formes de relations caractérisant l'implication des acteurs au sein des réseaux

Les relations identifiées permettent de caractériser les liens entre les acteurs mais surtout l'action et l'implication de l'acteur au sein du réseau. En effet, la présence de l'acteur au sein du réseau montre qu'il a une certaine fonction, définie précédemment. L'étude des relations entre les acteurs va montrer comment ces acteurs assurent cette fonction.

Les acteurs peuvent assurer leurs fonctions de deux manières :

- **Forme passive**, il n'y a pas d'engagement de la part des acteurs de quelque forme que ce soit (flux d'information) ;
- **Forme active**, il y a une implication des acteurs sous forme économique, technique, humaine ou de compétences.

Les formes actives de relations sont privilégiées, elles représentent 69% des relations totales contre 25% des relations passives (Figure 62). Une certaine hiérarchie s'observe entre les types de relations privilégiées avec les relations matérielles qui sont très peu représentées (2%), les proportions de types de relations monétaire et d'implication qui sont équivalents et une légère **prépondérance des relations de compétences**.

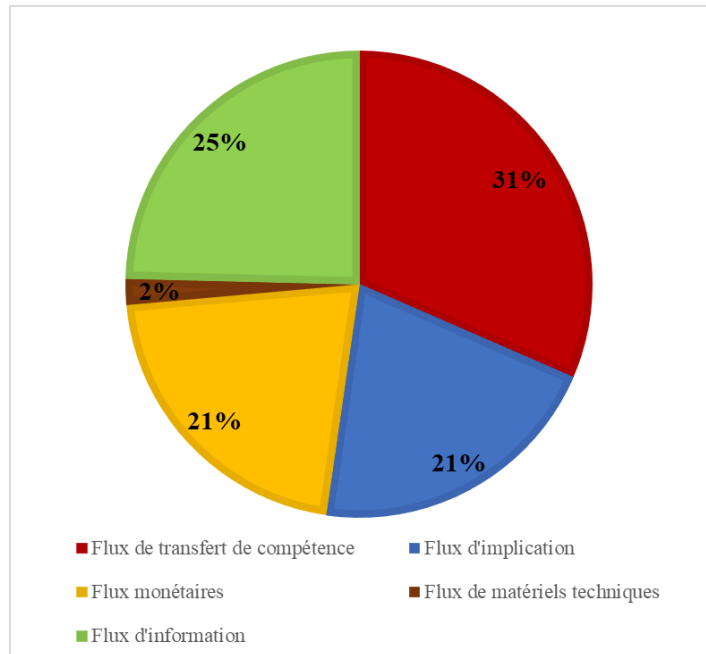


Figure 62 : Proportion des types de relations repertoriées sur l'ensemble des sites étudiés

Certaines organisations privilégient un ou deux types de relations tandis que d'autres se connectent indifféremment (Figure 63).

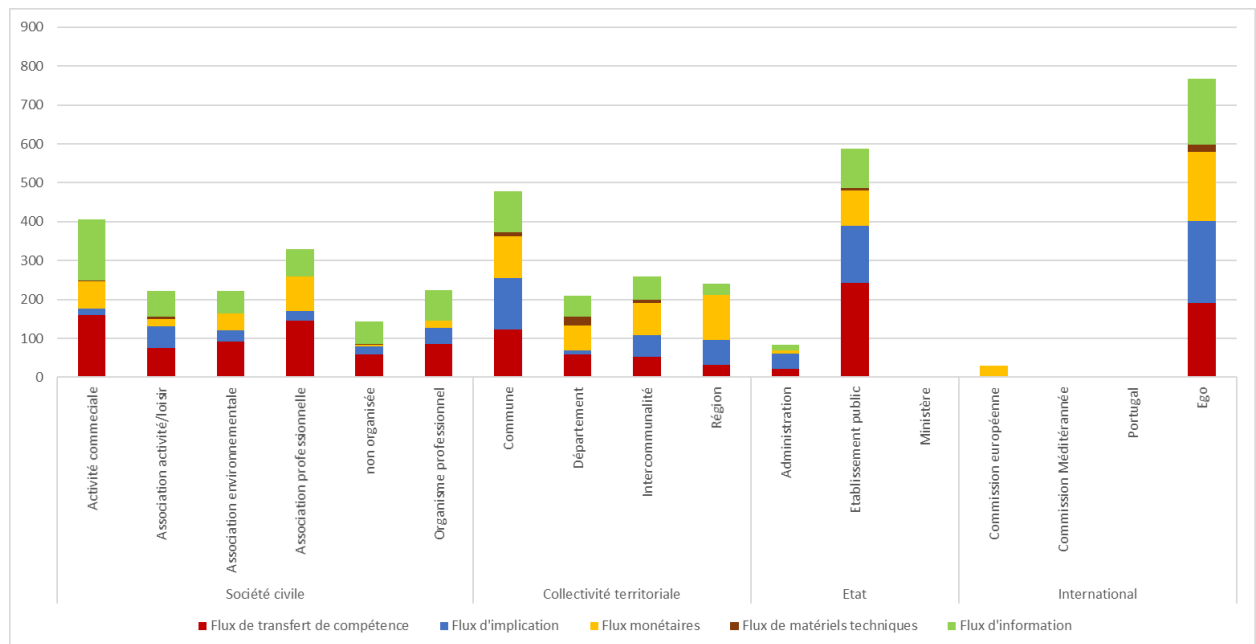


Figure 63 : Nombre de relations repertoriées sur l'ensemble des sites étudiés par type d'organisations

Par exemple, les activités commerciales privilégient des relations de compétences et d'information tandis que la Commission Européenne privilégie des échanges monétaires sous forme d'allocation de fonds communautaires. Ces fonds sont accordés pour une période déterminée correspondant généralement à la période de mise en place des RA.

En dehors, de l'acteur central (Ego), les relations privilégiées sont :

- les flux de compétences pour les établissements publics et les activités commerciales,
- les flux d'implication pour les Communes et les établissements publics,
- les flux monétaires pour les Communes et les Régions,
- les flux matériels par les Départements.

Concernant les formes passives de relations, celles-ci sont privilégiées par les activités commerciales, les établissements publics et les Communes. Plus les types d'organisations sont éloignés d'un point de vue hiérarchique et géographique du territoire, exemple des ministères et de la commission européenne, moins ils ont de relations.

Ces deux indicateurs, la forme et le nombre de relations montrent une certaine homogénéité sur les types de relations entretenues et les types d'organisations entretenant ces relations.

3.2. Fréquence des relations au sein des réseaux

La fréquence de présence des relations permet de voir s'il s'agit de relations ponctuelles ou durables. Tout comme pour l'analyse des acteurs, la fréquence des relations est un indicateur sur la solidité du réseau. En utilisant la pondération des flux, nous avons pu distinguer les relations irrégulières ou ponctuelles des relations régulières.

Les **relations les plus irrégulières** sont les relations **monétaires**. Les pondérations d'investissement ont pu être définies pour six cas d'étude. Ainsi sur ces six cas, pendant la période d'initiation, la participation financière des acteurs au projet était en moyenne la suivante :

- l'Europe de 40% ;
- la Région 18% ;
- le Département 12% car absent dans deux cas ;
- les Intercommunalités et Communes 30%.

Ces financements se font de manière ponctuelle mais d'autres flux monétaires telles que les subventions permettent **un échange plus régulier**, entre les acteurs. D'autres relations sont également irrégulières:

- le **contrôle**, uniquement pendant les périodes de mise en place et de gestion (Marseille T1 et T2, Carry-le-Rouet, Vallauris, Agde T2).
- la **mise à disposition de matériel technique** de type infrastructure ou moyen nautique (Agde, T2, Cherbourg T0, Etretat T0, T1 et T2, Gruissan T1, Carry-le-Rouet T0, T1 et T2, Marseille T0 et T2 et Vallauris T0, T1 et T2).

Les types de **relations les plus régulières** sont les **relations de compétences** en vue d'élaborer et de mener des **collaborations** scientifique ou technique et les relations **d'échange d'information**. Ces relations sont principalement initiées par les Intercommunalités et les gestionnaires à destination du grand public.

3.3. La collaboration et la concertation : deux exemples de relations structurantes

Certaines relations sont structurantes car elles assurent le lien unique entre deux acteurs. Ces relations sont alors essentielles pour maintenir la structure du réseau et le nombre d'acteurs impliqués. L'analyse des relations qui lient des acteurs avec une *Betwenss Centrality* élevée précise alors leurs natures. Les relations privilégiées par ces acteurs sont la collaboration à 20%, la concertation à 16% et les subventions à 12%.

La **collaboration** est une relation gagnante-gagnante où chaque acteur participe activement à un projet et en tire des bénéfices. Dans le cas des RA, cette relation est privilégiée car les projets de RA sont complexes et nécessitent des connaissances dans de nombreuses disciplines. Les collaborations s'établissent principalement entre le porteur de projet (concessionnaire), le gestionnaire et les établissements publics. La collaboration mobilise les acteurs de manière active (McAfee *et al.*, 2021).

La **concertation** est un dialogue entre différentes parties prenantes dont l'objectif est la construction collective d'un projet ayant une incidence sur un bien commun (Bouamrane, 2006). L'enjeu de la concertation étant la construction collective, le pouvoir décisionnaire n'est pas forcément mis au cœur du processus de concertation. Celle-ci permet de s'appuyer sur des réflexions communes qui aident à la prise de décision. Lorsqu'elle est mise en place en amont des projets, pendant la période d'initiation, elle peut avoir des répercussions sur la mobilisation des acteurs pour la suite du projet en favorisant (McAfee *et al.*, 2021) :

- une mobilisation de l'ensemble des acteurs, de la société civile aux administrations ;
- des réflexions générales parfois novatrices ;
- une adhésion des acteurs aux décisions finales.

La concertation peut être perçue comme un **levier pour obtenir l'acceptation** du projet par les acteurs territoriaux. Plusieurs projets de RA étudiés l'ont mis en place dès la période d'initiation. C'est le cas notamment des projets d'Oléron et de Marseille qui ont établis une concertation structurée à l'aide d'un comité de pilotage. Lorsque des instances spécifiques de concertation sont établies, elles assurent des échanges plus techniques entre spécialistes. Concernant l'exemple du projet de Marseille, deux instances spécifiques ont été mises en place, le conseil scientifique et le conseil de valorisation (pédagogie, communication sensibilisation). Les recommandations issues de ces instances sont ensuite discutées au sein du comité de pilotage, qui est l'instance de concertation large. Ces différentes instances peuvent être conservées lors des périodes suivantes de mise en place et de gestion des RA.

Toutefois, la concertation n'est **pas une garantie de la mobilisation** des acteurs. Bien que promue par les pouvoirs publics pour préserver l'intérêt général, elle peut nuire au développement des projets en imposant l'intérêt d'un acteur dominant, en menant à une confrontation des acteurs et engendrant une impasse décisionnelle (Sébastien, 2006). L'échec de la concertation peut être immédiat, menant à un refus d'autorisation de concession, comme cela a été le cas récemment en France (projet de RA de loisirs sur la façade Atlantique) ou avec des conséquences à long terme sur la réussite du projet de RA, comme pour le cas de RA de production au Sénégal dont l'interdiction de pêche sur la zone n'est pas respectée (Brochier *et al.*, 2021). A l'inverse lorsqu'elle est bien menée, la concertation établit des liens de confiance entre les acteurs pouvant déboucher sur des collaborations

Un autre enjeu est d'arriver à associer tous les acteurs, c'est-à-dire les acteurs primaires, affectés directement par le projet, les acteurs décisionnaires, les acteurs indirects intéressés personnellement par

le projet ou représentant d'une institution, sans oublier les acteurs représentant de la biodiversité (Sébastien, 2006 ; Ramos *et al.*, 2011).

La collaboration et la concertation assurent le développement des réseaux en nombre d'acteurs et en nombre de relations et deviennent des relations structurantes de ceux-ci.

3.4. Evolution des relations au cours des périodes

Le nombre total de relations pour l'ensemble des sites étudiés a été répertorié par type de relations et par période. Leur proportion par rapport au nombre total de relations de la période est présentée dans le Tableau 19.

Tableau 19 : Proportion de représentativité relative (en %) des typologies de relations par période

Niveau de relations	Type de relations	Période T0	Période T1	Période T2
Flux de transfert de compétences	Educatif	0%	3%	3%
	Collaboration	13%	15%	25%
	Administratif	0%	0%	1%
	Scientifique	6%	7%	3%
	Technique	7%	5%	2%
Flux d'implication	Concertatif	16%	13%	12%
	Consultatif	4%	6%	3%
	Décisionnaire	4%	3%	4%
Flux d'information	Administratif	2%	1%	2%
	Médiatique	8%	7%	6%
	Scientifique	2%	2%	4%
	Technique	13%	10%	15%
Flux de matériels techniques	Infrastructure	0%	0%	0%
	Moyen nautique	1%	1%	1%
Flux monétaires	Financement	4%	5%	3%
	Mécénat	0%	0%	1%
	Prestation	7%	8%	6%
	Subvention	12%	12%	10%
Nombre de relations totales		470	460	1242

La période de mise en place des RA (T1) se distingue légèrement des autres périodes par des relations d'informations plus faibles (20% des relations contre 25% et 27% pour les autres périodes). Cette période, qui suit l'immersion de RA, est charnière dans la réussite des projets et est caractérisée par des actions de suivis principalement. Les relations se font principalement avec les activités commerciales, les établissements publics ou les associations environnementales. Cette période marque le transfert progressif des relations privilégiées de concertation en T0 vers des relations de la collaboration en T2.

Ainsi, nous avons pu caractériser les relations en fonction de leurs formes, leurs nombres et leur fréquence et déterminer les relations structurantes au sein des réseaux. Nous avons déterminé deux relations privilégiées que sont la concertation et la collaboration qui participent à la stabilité du réseau.

Hormis, l'évolution des relations de concertation pendant la période d'initiation vers des relations de collaboration pendant la période de gestion, la forme, le type et le nombre de relations sont similaires d'une période à l'autre. Il n'y a donc **pas de modification structurelle** du réseau marquée par l'immersion de RA. Pour poursuivre cette analyse, nous allons nous intéresser à la troisième composante des réseaux : la structure même du réseau.

4. La structure des réseaux d'acteurs de récifs artificiels

Après avoir regardé les fonctions des acteurs à travers leur position au sein du réseau et étudié les relations qui les lient, nous allons nous intéresser à la structure globale des réseaux afin de faire ressortir les propriétés structurelles.

Ces propriétés se réfèrent au réseau total et sont donc dépendantes des modalités de construction de celui-ci. Tous les réseaux ont été élaborés de la même manière, à partir du concessionnaire et/ou gestionnaire, défini comme l'acteur central. Les réseaux ont ensuite été limités à une distance géodésique maximale de 4. Les indicateurs de la structure de réseau sont donc comparés à partir de réseaux de taille maximale identique.

4.1. Caractéristiques structurelles

La structure du réseau peut s'appréhender par sa taille et ses caractéristiques intrinsèques. Bien que la taille maximale des réseaux ait été fixée, celle-ci peut être inférieure. Ainsi, certains sont de taille plus petite (≤ 4). C'est le cas de trois sites sur l'ensemble des périodes étudiées (Croisic, Gruissan et Etretat) et de deux sites sur uniquement la période d'initiation (Agde T0 et Vallauris T0). Leurs tailles étant plus réduites, ces réseaux sont plus concentrés autour de l'acteur central et sont caractérisés par un faible nombre d'acteurs et de relations.

La forme du réseau donne une indication sur la manière dont les relations se mettent en place et évoluent. Sur l'ensemble des 28 réseaux modélisés, 18 réseaux sont planaires et notamment trois sites d'étude qui ont un réseau de forme planaire aux trois périodes de vie des RA (Croisic, Gruissan et Etretat). Dix réseaux sont de type complexe et un seul site d'étude a un réseau de forme complexe aux trois périodes (Marseille).

Les autres indicateurs sont donnés ici à titre indicatif mais ils serviront pour faire émerger des propriétés structurelles des réseaux (Tableau 20).

Tableau 20 : Caractéristiques structurelles des sites étudiés

Site étudié	Période	Distance géodésique maximale	Moyenne de la distance géodésique	Nombre d'acteurs	Nombre de relations	Forme du réseau	Moyenne de <i>Degree centrality</i>	Densité	Clique
Etretat	T0	3	1,78	11	18	planaire	2,17	0,18	Non
	T1	2	1,20	5	8	planaire	2,00	0,50	Non
	T2	3	1,10	5	4	planaire	1,33	0,27	Non
Cherbourg	T0	4	2,18	26	60	complexe	3,23	0,13	Non
	T1	4	2,16	20	41	planaire	2,70	0,14	Non
Croisic	T0	3	2,06	20	29	planaire	2,40	0,13	Clique 4
	T1	3	1,77	11	11	planaire	2,00	0,20	Non
	T2	3	1,93	14	16	planaire	1,86	0,14	Non
Oléron	T0	4	2,28	45	120	complexe	2,93	0,06	Clique 4
	T1	4	2,34	53	125	complexe	3,17	0,06	Non
Capbreton	T0	4	2,63	29	44	planaire	2,13	0,07	Non
	T1	4	2,29	17	34	planaire	2,10	0,11	Non
	T2	4	2,58	62	157	complexe	3,59	0,06	Clique 4
Agde	T0	3	1,82	10	19	planaire	2,40	0,24	Non
	T1	4	1,90	16	33	planaire	2,88	0,19	Clique 4
	T2	4	2,39	72	255	complexe	5,31	0,07	Clique 5
Gruissan	T0	2	1,50	9	17	planaire	2,67	0,31	Non
	T1	3	1,74	11	22	planaire	2,91	0,27	Non
	T2	2	0,89	3	2	planaire	1,33	0,67	Non
Carry-le-Rouet	T0	4	2,01	24	60	planaire	2,25	0,10	Non
	T1	4	2,05	23	44	planaire	2,00	0,09	Non
	T2	4	2,31	60	239	complexe	5,93	0,10	Clique 5
Marseille	T0	4	2,29	33	63	complexe	3,00	0,09	Clique 4
	T1	4	2,15	46	107	complexe	3,57	0,08	Clique 4
	T2	4	2,41	76	271	complexe	5,18	0,07	Clique 5
Vallauris	T0	2	1,20	4	9	planaire	2,40	0,50	Non
	T1	4	2,23	20	31	planaire	2,18	0,10	Non
	T2	4	2,35	89	269	complexe	5,36	0,07	Clique 5

4.2. Propriétés structurelles des réseaux

A partir des indicateurs, plusieurs propriétés structurelles des réseaux émergent.

Tout d'abord la **connexité** du réseau peut s'évaluer à travers deux indicateurs : la moyenne du *degree centrality* par acteur et le nombre total de nœuds au sein du réseau. La connexité exprime la **capacité du réseau à relier tous les nœuds**. Dans le cas de réseaux déjà connexes (tous les nœuds sont reliés entre eux), le *degree centrality* moyen (moyenne du nombre de relation par nœuds) exprime la force de cette connexité. Plus les nœuds ont un **nombre de relations élevé**, plus il sera difficile de morceler le réseau (Tabourier, 2010). Sur l'ensemble des réseaux étudiés, les réseaux ayant la plus forte connexité sont Agde, Carry-le Rouet, Marseille et Vallauris pendant la période de gestion avec des valeurs supérieures

à 5 pour la moyenne du *degré centralité* et un nombre de relations supérieur à 239 (Tableau 20). À l'inverse, les réseaux ayant la plus faible connectivité sont Croisic, Gruissan et Etretat pendant la période de gestion avec des valeurs de degré inférieures à 2.

D'autre part, la **connectivité** du réseau ou encore la cohésion des acteurs au sein du réseau s'exprime à travers l'**indicateur de densité** (le nombre de relations réelles sur le nombre total des relations possibles). Si la valeur de densité est proche ou égale à 1, cela signifie que chaque acteur entretient des relations avec tous les autres membres du réseau. La densité des réseaux étudiés varie entre 0,056 et 0,666 avec une moyenne à 0,18 (Tableau 21). Les réseaux exprimant une forte connectivité sont Gruissan T2, Vallauris T0 et Etretat T1 avec des valeurs supérieures à 0,5. À l'inverse, les réseaux les moins connectés sont Capbreton T2 et Oléron T1 avec des valeurs égales à 0,06 (Tableau 20).

La **proximité** est déduite de la **distance géodésique moyenne**. Cette variable est comprise entre 0,088 et 2,63 avec une moyenne de 1,98 (Tableau 21). Le réseau ayant les acteurs les plus proches les uns des autres est celui de Gruissan T2, à l'inverse les réseaux ayant une grande distance entre ses acteurs est le site de Capbreton à T0 et T2 (Tableau 20).

Enfin, les **groupements (ou cliques)** sont des **sous-graphes** dont chaque acteur est connecté à l'ensemble des membres de la clique, ils sont donc très proches les uns des autres. Pour être significatif, nous avons sélectionné comme indicateur des cliques composées de quatre ou cinq membres (nombre maximum observé au sein des réseaux étudiés). Ces groupements sont le siège d'interactions fortes, autrement dit de fortes connectivités (Gleyze, 2001). Peu de réseaux étudiés ont des cliques (36%). Agde, Carry-le-Rouet, Vallauris et Marseille pendant la période de gestion ont tous les quatre une clique composée de cinq membres, tandis que Capbreton T2, Croisic T0, Oléron T0, Agde T1, et Marseille T0 et T1 ont une clique de quatre membres (Tableau 20).

Tableau 21 : Moyenne des valeurs des indicateurs sur les 28 réseaux étudiés

Statistique	Valeur Minimum	Valeur Maximum	Médiane	Moyenne	Variance (n-1)	Ecart-type (n-1)
Total des relations	2	271	37,5	75,29	7338,43	85,66
Moyenne degrés	1,330	5,933	2,534	2,89	1,46	1,21
Densité	0,056	0,666	0,116	0,18	0,02	0,15
Moyenne distance Géodésique	0,888	2,633	2,105	1,98	0,21	0,45
Clique 4 membres	0	1	/	36%	/	/
Clique 5 membres	0	1	/	14%	/	/

Ces quatre propriétés structurelles des réseaux ont émergé des indicateurs sur la forme et la structure des réseaux. Nous cherchons maintenant à analyser l'évolution de ces indicateurs au cours des périodes de vie des RA pour comprendre l'influence que l'immersion des RA a pu engendrer comme modifications sur ceux-ci.

4.3. Une évolution des indicateurs peu marquée selon les périodes de vie des récifs artificiels

L'analyse de l'évolution de ces indicateurs au cours des trois périodes de vie des RA, va permettre de mettre en évidence les modifications structurelles engendrées par l'immersion de RA (Tableau 22).

Tableau 22 : Evolution des indicateurs de structure des réseaux selon les périodes de vie des RA

	% de réseau à T0	% de réseau à T1	% de réseau à T2
Forme plane	70%	80%	38%
Forme complexe	30%	20%	63%
Densité faible (<0,1)	40%	40%	63%
Densité intermédiaire (0,1<=x<0,5)	50%	50%	25%
Densité forte (>=0,5)	10%	10%	13%
Degree moyen faible (<2,5)	60%	50%	30%
Degree moyen intermédiaire (2,5<=x<3)	30%	30%	20%
Degree moyen fort (>3)	10%	20%	50%
Clique (5)	0%	0%	38%
Clique (4)	30%	20%	50%

En ce qui concerne l'indicateur de forme des réseaux, la forme plane est majoritaire pendant la période d'initiation (70%) et de mise en place des RA (80%) alors que les réseaux complexes sont plus majoritaires pendant la période de gestion (63%). Il y a donc une tendance à la complexification du réseau au cours de la vie des RA (Tableau 22).

Les groupements d'acteurs sont plus présents pendant la période de gestion (50%), certains acteurs sont donc très proches pendant cette période.

Concernant la densité, les périodes T0 et T1 sont caractérisées par des réseaux à densité intermédiaire tandis que la période T2 est marquée par une forte proportion de réseaux à faible densité (63%). L'indicateur de Degree centrality moyen par nœud montre une tendance à l'augmentation des relations par acteur au cours du temps (Tableau 22).

Les moyennes du nombre de nœuds et de relations sont équivalentes entre les périodes T0 et T1 mais sont très supérieures d'un facteur de 2 à 3 pour la période T2 (Tableau 23).

La distance géodésique moyenne, quant à elle, augmente légèrement au cours du temps (1%).

Tableau 23 : Evolution de la moyenne du nombre de noeuds, de relation et de la distance géodésique des réseaux selon les périodes de vie des RA

	T0	T1	T2
moyenne du nombre de nœuds	21	22	48
moyenne du nombre de relations	44	46	152
moyenne de la distance géodésique	1,98	1,98	1,99

L'analyse de l'évolution de ces indicateurs montre, que d'un point de vue structural, la distinction entre la période d'initiation et de mise en place n'est pas marquée. En revanche, la période de gestion se distingue fortement avec une tendance à la complexification de la structure du réseau.

Ainsi, nous avons pu déterminer les propriétés structurelles des réseaux en fonction de leurs formes et des indicateurs renseignant sur leurs structures. L'évolution de ces indicateurs est variable d'un indicateur à l'autre. La densité et la distance géodésique moyenne évoluent peu d'une période à l'autre, tandis que le nombre de relations, de nœuds et le *Degree centrality* moyen augmentent fortement entre les deux premières périodes et la période de gestion. L'analyse structurale du réseau montre une tendance à la complexification entre la période d'initiation et de gestion mais pas de différence majeure entre les périodes d'initiation et de mise en place.

Ainsi, nous avons analysé une à une les trois composantes d'un réseau. Pour poursuivre cette analyse, nous allons maintenant les analyser conjointement afin de déterminer des tendances générales.

5. Analyse des réseaux d'acteurs aux échelles locale, régionale et nationale

Après avoir analysé individuellement chaque composante du réseau et identifié les évolutions de leurs caractéristiques au cours des périodes, nous allons maintenant nous attacher à analyser l'évolution des réseaux d'acteurs des RA en tenant compte des trois composantes et ce, à différentes échelles :

- A l'échelle locale, des sites d'étude ;
- A l'échelle régionale, des façades maritimes ;
- A l'échelle nationale, de la France métropolitaine.

L'objectif est de faire ressortir plus clairement les évolutions structurelles et fonctionnelles des réseaux aux trois échelles spatiales et institutionnelles étudiées (et déduire d'éventuels effets d'échelles).

5.1. Evolution à l'échelle locale des réseaux d'acteurs de récifs artificiels des sites d'étude

A l'aide des propriétés structurelles et fonctionnelles de chaque composante du réseau, nous allons dans un premier temps déceler les similitudes qu'il peut y avoir entre chaque site d'étude pour chaque composante puis analyser leurs évolutions au cours des périodes de vie des RA.

5.1.1. Des catégories de réseaux reposant sur les positions des acteurs clés

Comme établi dans la partie précédente, certains indicateurs permettent de définir quels sont les différents acteurs clés des réseaux en dehors de l'acteur central. Les **acteurs piliers** des réseaux considérés ici comprennent tous les **acteurs clés et les acteurs centraux**. L'objectif est de déterminer sur quels acteurs reposent le réseau et quelles sont les caractéristiques de cet agencement d'acteurs. Les acteurs piliers dans les projets de RA peuvent être de plusieurs types selon l'organisation dont ils font partie. A partir de ces caractéristiques, nous avons classé les différents sites étudiés en cinq catégories.

Tableau 24 : Les catégories d'agencement des acteurs piliers des réseaux

Catégories	Agencement des acteurs piliers dans le réseau	Nombre de familles impliquées
Catégorie 1	Réseaux s'appuyant sur l'implication d'un seul type de famille d'acteur	1
Catégorie 2	Réseaux s'appuyant sur l'implication d'établissement public et la position d'acteurs des collectivités territoriales	2
Catégorie 3	Réseaux s'appuyant sur la participation à la fois des collectivités territoriales et des représentants de la société civile.	2
Catégorie 4	Réseaux s'appuyant sur la participation d'acteurs de la société civile et de l'Etat	2
Catégorie 5	Réseaux s'appuyant sur l'implication et la position des trois familles d'acteurs.	3

Ces catégories nous aideront à comprendre le fonctionnement des sites étudiés

5.1.2. *Les relations préférentielles*

Nous avons vu précédemment les différents types de relations privilégiées au sein des réseaux de RA. Nous allons maintenant analyser ces préférences à l'échelle des sites étudiés.

Les relations préférentielles de compétences structurent huit réseaux de RA étudiés : Capbreton T1, Agde T2, Carry-le Rouet T2, Marseille T2, Vallauris T2, Cherbourg T0 et T1 et Etretat T1. Ces relations fortes sont principalement de type collaboratif.

Les réseaux construits sur l'implication des acteurs locaux sont Gruissan T2, Carry-le Rouet T0, Marseille T0 et T1 et Etretat T2 et privilégient les relations de concertation. Cinq réseaux se sont construits à partir de relations d'échanges d'informations qu'elles soient techniques, scientifiques ou médiatiques (Capbreton T0, Croisic T0 et T1, Oléron T0 et Vallauris T0). Enfin, dix réseaux mettent en avant l'importance des flux monétaires sous forme de subvention, prestation ou financement (Capbreton T2, Croisic T2, Oléron T1, Agde T0 et T1, Gruissan T0 et T1, Carry-le Rouet T1, Vallauris T1 et Etretat T0).

Trois relations préférentielles se distinguent sur les réseaux : compétence, concertation et monétaire. Nous verrons l'évolution de ces préférences en fonction des périodes dans la partie résultats.

5.1.3. *Des réseaux caractéristiques*

A partir des propriétés structurelles, les réseaux ont été étudiés en utilisant une Analyse en Composantes Principales (ACP). Celle-ci permet de mettre en évidence des similitudes entre les réseaux étudiés en fonction des indicateurs précités (Figure 64). La corrélation choisie est celle de Spearman et les axes F1 et F2 qui conservent 91,60% de l'inertie totale. Selon cette analyse, les indicateurs de densité et de distance géodésique sont négativement corrélés entre eux et non-corrélés avec les indicateurs de groupement et de *Degree centrality*. Ces derniers sont positivement corrélés entre eux.

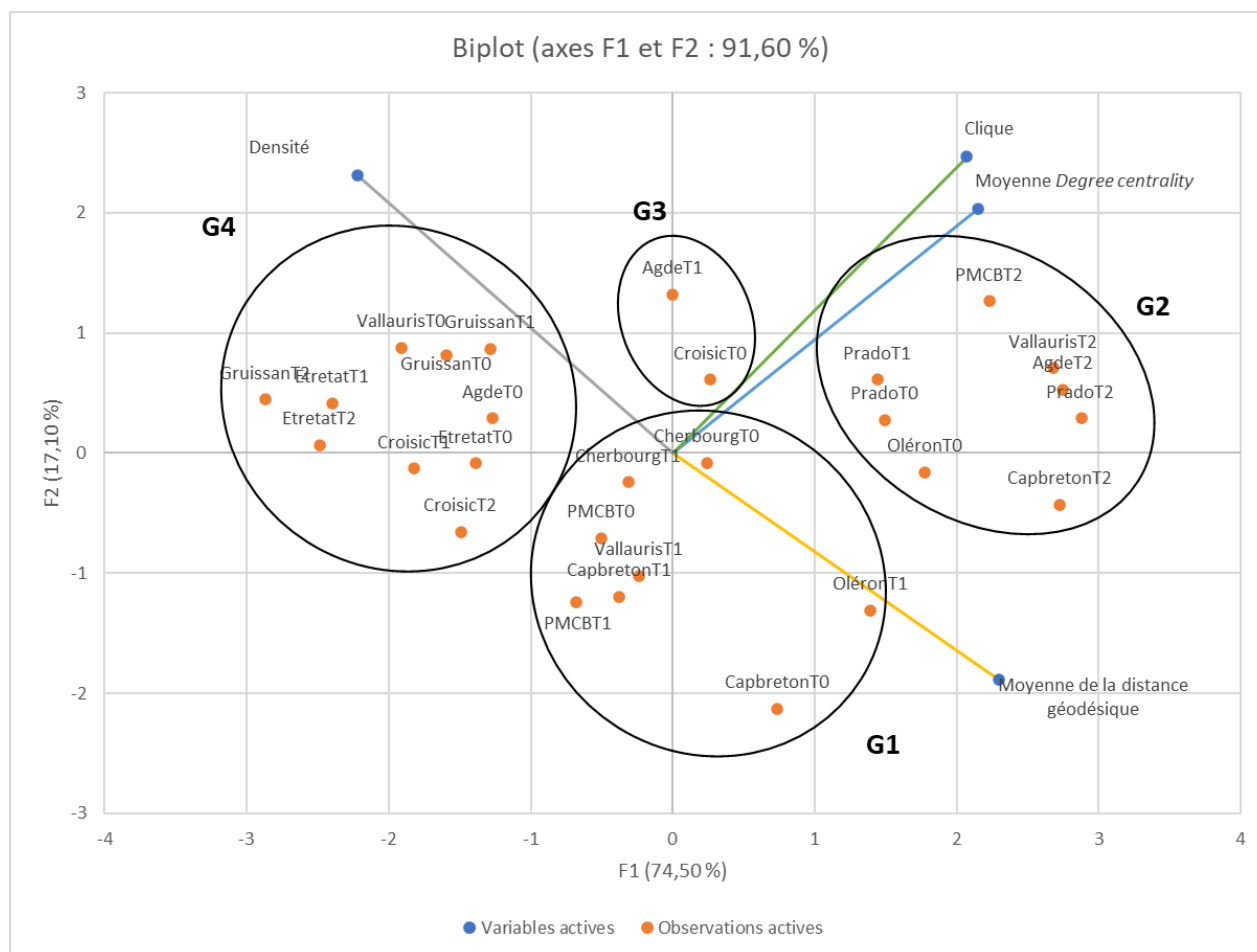


Figure 64 : Analyse en Composante Principale des indicateurs de structure des réseaux

A partir de cette analyse, une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) a été réalisée confirmant les similitudes de certains réseaux entre eux, mis en évidence avec l'ACP. Selon ces caractéristiques, quatre groupes de réseaux se distinguent (Tableau 25).

Tableau 25 : Les groupes distinguant les réseaux selon leurs propriétés structurelles

Groupe	Agencement des acteurs piliers dans le réseau	Nombre de réseaux
Groupe 1	Réseaux à faible connectivité	8
	Ces réseaux présentent plusieurs caractéristiques communes dont notamment une faible densité, aucun groupement privilégié et une faible proximité. Toutes ces caractéristiques en font des réseaux avec une faible connectivité. Ces réseaux peuvent être aussi bien de formes planaires que complexes et sont peu connexes.	
Groupe 2	Réseaux à forte connexité	8
	Ces réseaux sont de forme complexe avec de nombreux acteurs impliqués. Les réseaux sont étendus impliquant un éloignement des acteurs entre eux et une faible connectivité. Au sein de ces réseaux, des groupements d'acteurs fortement connectés se forment (quatre à cinq acteurs sont tous connectés les uns avec les autres). De plus, même s'ils n'entretiennent pas des relations avec tous les acteurs représentés au sein du réseau, la capacité des acteurs à créer des connexions est forte par rapport aux autres réseaux étudiés.	
Groupe 3	Réseaux intermédiaires	2
	Ces réseaux sont planaires et sont caractérisés par des valeurs moyennes de connectivité et de connexité. Ils présentent des regroupements d'acteurs fortement connectés.	
Groupe 4	Réseaux à forte connectivité	10
	Les réseaux de ce groupe sont définis par une forte densité (supérieure à la moyenne) et une forte proximité (faible distance géodésique). La connexité est faible à moyenne et aucun regroupement d'acteurs n'est formé. Ces réseaux sont de forme planaires avec peu d'acteurs impliqués dans les réseaux. Ce faible nombre de nœuds peut expliquer la capacité de ces réseaux à développer une forte connectivité, car de ce fait peu de relations sont possibles au sein du réseau.	

Ces groupements selon les propriétés structurelles des réseaux aideront à décrire la tendance évolutive de ceux-ci.

5.1.4. Les résultats de l'analyse structurale à l'échelle des sites

A partir des catégories d'agencement d'acteurs piliers, des relations préférentielles et des groupements selon les propriétés structurelles des réseaux, nous allons pouvoir analyser leur évolution selon les périodes de vie des RA. Une synthèse de ces éléments par site d'étude est présentée en Tableau 26. Rappelons que pour Cherbourg et Oléron, seulement deux périodes ont été modélisées car ces sites sont récents et encore dans la période de mise en place en 2020.

Tableau 26 : Synthèse des propriétés structurelles et fonctionnelles des réseaux étudiés

Site étudié	Période	Catégorie	Relation préférentielle	Groupe
Etretat	T0	4	Monétaire	4
	T1	4	Compétence	4
	T2	4	Participation-concertation	4
Cherbourg	T0	2	Compétence	1
	T1	4	Compétence	1
Croisic	T0	1	Information	3
	T1	4	Information	4
	T2	3	Monétaire	4
Oléron	T0	3	Information	2
	T1	3	Monétaire	1
Capbreton	T0	5	Information	1
	T1	5	Compétence	1
	T2	3	Monétaire	2
Agde	T0	3	Monétaire	4
	T1	3	Monétaire	3
	T2	5	Compétence	2
Gruissan	T0	3	Monétaire	4
	T1	3	Monétaire	4
	T2	2	Participation-décision	4
CARRY-le-ROUET	T0	3	Participation-concertation	1
	T1	3	Monétaire	1
	T2	3	Compétence	2
Marseille	T0	2	Participation-concertation	2
	T1	2	Participation-concertation	2
	T2	5	Compétence	2
Vallauris	T0	4	Information	4
	T1	2	Monétaire	1
	T2	5	Compétence	2

A partir de ces caractéristiques, nous allons pouvoir analyser leurs évolutions selon les périodes de vie des RA.

Une participation du nombre d'acteurs évolutive :

Selon le nombre d'acteurs impliqués durant les différentes périodes des RA, plusieurs évolutions sont observées (Figure 65) :

- Une augmentation continue du nombre d'acteurs impliqués (Agde, Marseille, Vallauris, Carry-le-Rouet) ;
- Une augmentation générale entre la période d'initiation et la période de gestion RA ou constante (Capbreton, Oléron) ;
- Une diminution continue du nombre d'acteurs impliqués (Etretat, Cherbourg) ;
- Une diminution générale entre la période d'initiation et la période de gestion RA (Croisic, Gruissan).

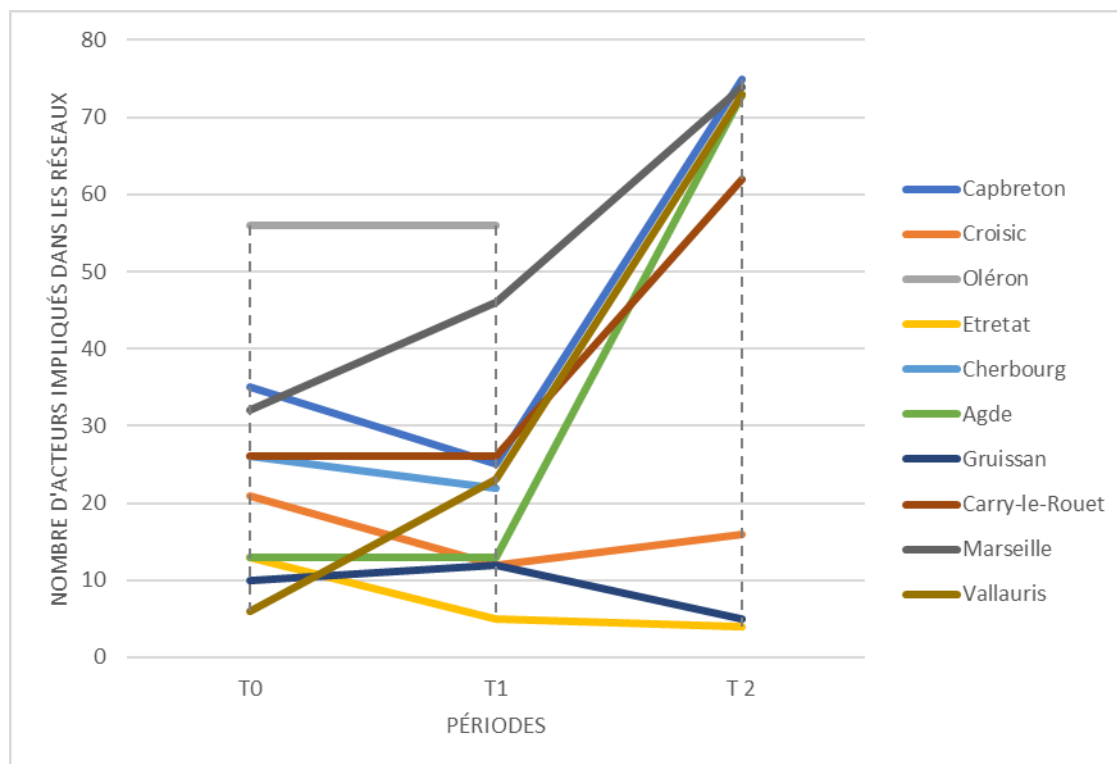


Figure 65 : Evolution du nombre d'acteurs impliqués dans les réseaux par site

De manière plus générale, il existe une dichotomie entre les sites de RA étudiés : ceux dont le nombre d'acteurs impliqués dans les réseaux est supérieur à 50 (six sites) et ceux dont le nombre d'acteurs impliqués est inférieur à 30 (quatre sites).

Vers une participation plus marquée des collectivités territoriales et des représentants de l'Etat :

Tout comme le nombre d'acteurs, le type d'acteurs piliers évolue au cours des périodes de vie des RA. D'après les résultats, certains réseaux ont un agencement stable au cours du temps. Autrement dit, les acteurs piliers représentent les mêmes types d'organisations qu'initialement (Etretat et Carry-le-Rouet). Cet agencement du réseau, autour d'acteurs piliers stables dans le temps, pourrait favoriser une structure durable de celui-ci.

80% des réseaux étudiés ont initialement des acteurs piliers issues de la société civile. Au cours de la vie des RA, cette position primordiale au sein des réseaux va être détrônée par les collectivités territoriales ou les organismes étatiques. Dans certains cas, la place des acteurs de la société civile reste essentielle (Croisic, Oléron et Gruissan).

Des relations préférentielles très hétérogènes :

Les relations privilégiées au sein des différents réseaux étudiés sont très hétérogènes. Aucune tendance évolutive au cours des trois périodes de vie des RA ne peut se déceler à cette échelle. Nous verrons avec l'approche par façade maritime si des spécificités ressortent, à cette échelle plus large.

Les évolutions des propriétés des réseaux au cours du temps :

Selon les propriétés des réseaux, trois tendances sont à nouveau observées :

1-Certains sites ont des réseaux aux **propriétés équivalentes d'une période à l'autre** (Gruissan, Marseille, Cherbourg et Etretat). Il s'agit en partie des mêmes sites qui avaient des acteurs piliers similaires d'une période à l'autre. Cela renforce la stabilité de ces réseaux d'acteurs au cours du temps, d'un point de vue structurel et fonctionnel.

2-La seconde tendance est une **augmentation de la connexité du réseau** au cours du temps. La connexité des réseaux montre leur capacité à créer du lien et à se complexifier. Cela reflète également une augmentation du nombre d'acteurs impliqués. Pendant la période d'initiation, très peu de réseaux avait une forte connexité (20%). Puis en période de gestion, la forte connexité devient une propriété plus courante des réseaux (50%).

3-Enfin, la troisième tendance, est une **baisse de la connectivité des réseaux**. Cette diminution du nombre de relations au sein du réseau pourrait traduire soit une baisse de l'implication des acteurs avec un désintérêt de la gestion du site, soit une période transitoire lors du changement de période. En effet, nous avons vu que les différentes périodes étudiées ont des besoins différents qui ne font pas nécessairement appel aux mêmes acteurs.

Ainsi, à l'aide des propriétés structurelles et fonctionnelles des réseaux, nous avons pu décrire leur évolution au cours du temps. Nous avons aussi pu caractériser les effets de l'immersion de RA sur les réseaux à l'échelle des sites d'étude en termes de modifications structurelles et fonctionnelles.

5.2. Evolution à l'échelle régionale des réseaux d'acteurs de récifs artificiels des façades maritimes

Nous allons maintenant essayer de comprendre comment ces réseaux s'inscrivent dans une dynamique régionale. Pour cela, nous allons analyser les propriétés des réseaux à l'échelle des façades maritimes. Les réseaux créés par façade sont la somme de tous les réseaux précédemment étudiés en fonction de leur localisation géographique. Les différentes périodes de création et de mise en place des projets de RA ne sont pas synchrones d'un site à l'autre. Afin de représenter des relations existantes à une période donnée sur le territoire, il a été choisi de s'appuyer sur les périodes historiques d'immersion des RA en France définies en introduction qui sont : la période d'expérimentation, la période de multiplication et la période de diversification des objectifs. Ainsi, pour la période expérimentale, seuls deux sites sur la façade méditerranéenne sont étudiés. Pour les autres périodes, les trois façades sont représentées (Tableau 27).

Tableau 27 : Synthèse des caractéristiques des réseaux à l'échelle des façades maritimes

Période	Expérimentation (1960-1990)				Diversification (2010-2020)			
	Méditerranée	Manche	Atlantique	Méditerranée	Manche	Atlantique	Méditerranée	
Façade	Méditerranée	Manche	Atlantique	Méditerranée	Manche	Atlantique	Méditerranée	
Nombre de sites étudiés	2	1	2	5	2	3	5	
Nombre d'acteurs total	34	11	49	58	34	81	87	
Acteur pilier	Association professionnelle	Etablissement Public	Région et Association Loisir	Intercommunalité	Association professionnelle et Association loisir	Association professionnelle	Intercommunalité	
Acteur à forte représentativité	Activité commerciale	Etablissement Public et Activité commerciale	Etablissement Public	Etablissement Public et Commune	Etablissement Public	Etablissement Public	Etablissement Public	
Nombre de relations total	100	18	119	198	113	418	1143	
Relations privilégiées	Collaboration	Monétaires, subvention	Information technique	Monétaires, subvention	Collaboration	Information technique	Collaboration	
Densité du réseau	0,0748	0,1818	0,0535	0,0611	0,0926	0,0509	0,0577	
Distance géodésique	4	3	5	4	4	5	6	

Quelques indicateurs ont été sélectionnés pour décrire ses réseaux.

Le nombre d'acteurs total :

Quelles que soient les façades, depuis les premières immersions de RA en 1968, le nombre d'acteurs des RA augmentent. En Manche, malgré une forte augmentation du nombre d'acteurs intégrés au réseau actuel (+200%), celui-ci atteint seulement la valeur de la façade méditerranéenne pendant la période d'expérimentation. Les deux autres façades ont une progression du nombre d'acteurs impliqués équivalente (Tableau 27).

Le type d'acteurs piliers :

Selon les façades et les périodes, les acteurs piliers sont variés. En Méditerranée, le réseau est centré sur les Intercommunalités tandis que sur les autres façades les organisations issues de la société civile sont majoritaires. Concernant les organisations qui sont le plus représentées en termes de nombre d'acteurs intégrés aux réseaux, ce sont les établissements publics sur les trois façades.

Le nombre et le type de relations :

Au niveau des relations entretenues entre les organisations, celles-ci sont très supérieures en nombre en Méditerranée. Le nombre de relations augmentent au cours du temps sur les trois façades, allant jusqu'à atteindre un facteur d'augmentation de 10 (Tableau 27).

Les types de relations privilégiées selon les périodes sont similaires en Manche et en Méditerranée. Pendant la période de multiplication ce sont les échanges monétaires puis la collaboration pendant la période de diversification. En Atlantique, ce sont les échanges d'informations techniques qui dominent le réseau et sur les deux périodes.

Le nombre d'acteurs et de relations sont à mettre en perspective avec le nombre de sites étudiés qui n'est pas identique d'une façade à l'autre.

A l'échelle des façades, nous pouvons conclure à un renforcement du nombre d'acteurs et de relations au sein des réseaux de RA au fil du temps.

5.3. Evolution à l'échelle nationale du réseau d'acteurs de récifs artificiels de la France métropolitaine

L'analyse réseau à l'échelle de la France métropolitaine montre une augmentation du nombre de relations et d'acteurs participant à un projet ou une gestion de RA au fil des années passant de 34 acteurs en 1990 à 168 en 2020 et d'une centaine de relations à plus de 1000 en 60 ans (Tableau 28).

Tableau 28 : Caractéristiques du réseau d'acteur à l'échelle de la France métropolitaine, aux différentes périodes d'immersion (Experimentation, Multiplication et Diversification)

Période	Expérimentation (1960-1990)	Multiplication (1990-2010)	Diversification (2010-2020)
Nombre d'acteurs total	34	100	168
Acteurs centraux	Association professionnelle	Europe, Intercommunalité, Commune	Association Loisir
Acteurs majoritaires	Activité commerciale	Activité commerciale	Etablissement Public
Nombre de relations total	100	335	1674
Relations privilégiés	Collaboration	Subvention	Collaboration
Densité	0,0748	0,0389	0,0305
Maximum Distance géodésique	4	6	6

Pendant la période d'expérimentation les relations entre les acteurs se concentrent sur le bassin méditerranéen puis pendant les périodes suivantes elles se répartissent sur les autres façades (Figure 66).

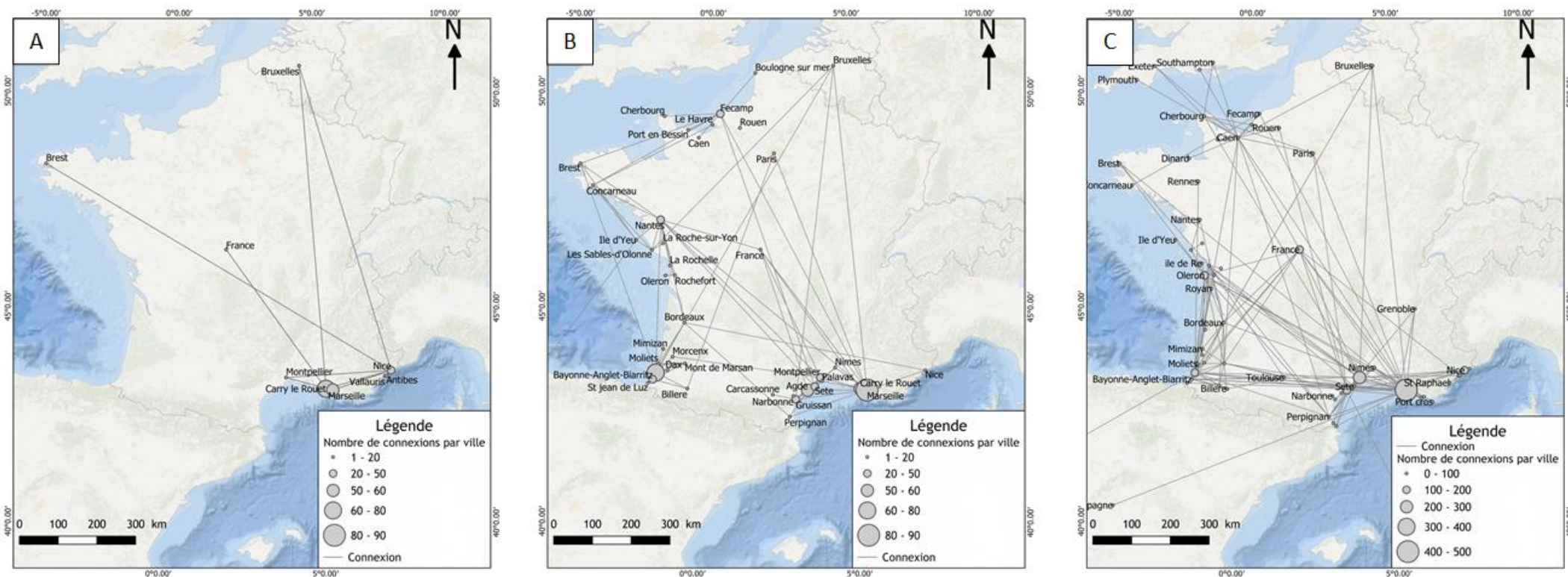


Figure 66 : Cartes des relations des acteurs des RA à l'échelle de la France métropolitaine pour chaque période (A: Expérimentation ; B: Multiplication ; C: Divesification)

Notes sur les cartes précédentes :

« Bruxelles » représente le siège de la commission européenne

« France » symbolise des acteurs sans localisation géographique bien définie comme le grand public ou la presse de manière générale.

L'Atlantique et la Manche n'ont que très peu de relations entre elles conférant à la Méditerranée une position de leader par le nombre de relations qu'elle entretient avec les deux autres façades.

6. Discussion sur les propriétés des réseaux d'acteurs humains révélés par les indicateurs

Nous allons maintenant discuter les résultats obtenus à partir des modélisations des réseaux d'acteurs, afin d'identifier les indicateurs les plus pertinents à la compréhension des modifications structurelles et fonctionnelles engendrées par l'aménagement en RA.

6.1. Limites expérimentales liées aux choix méthodologiques

Cette étude s'appuie sur des données issues d'entretiens semi-directifs réalisés auprès des acteurs de dix sites d'étude. Les biais liés à la méthodologie choisie pour recueillir les données peuvent avoir une influence sur les résultats présentés (Ramos, 2007). C'est pourquoi, il est à noter que les réseaux présentés ont été construits à partir d'une population définie par une approche égocentrée. Cette méthodologie peut impacter la complétude des réseaux (réseaux dont toutes les relations sont représentées). Plusieurs raisons sont à l'origine de ce biais :

- Le **défait de mémoire** des acteurs interrogés. Les réseaux des périodes les plus actuelles sont par conséquent plus complets que les réseaux plus anciens ;
- La **réétention d'information**. Celle-ci peut être volontaire ou inconsciente. Les acteurs peuvent oublier de mentionner certains liens qu'ils entretiennent avec d'autres acteurs car ces relations ne leur paraissent pas pertinentes pour le sujet de recherche. Plus les acteurs interrogés sont éloignés de l'acteur central (Ego), plus la fiabilité du nombre de relations entretenues avec les autres acteurs diminue.

Les réseaux ne sont également pas totalement complets car nous n'avons pas pu interroger tous les acteurs car certains n'ont pas souhaités être interrogés, d'autres n'ont pas pu être identifiés clairement au sein de leur organisation. De fait, nous avons choisi volontairement de limiter la taille du réseau. Ainsi, certains réseaux auraient pu être plus étendus que ceux représentés. La taille de réseau choisi permet de rester centré sur l'objet de recherche qui est les RA et de pouvoir comparer leur structure et fonctionnement sans que la taille de ceux-ci n'ait d'influence.

A l'échelle de l'étude, nous ne nous intéressons pas à la dimension affective qui peut influencer les relations et échanges entre les acteurs appartenant à des organisations différentes. Dans certains cas, cette influence a tout de même été repérée. Par exemple, lorsqu'un acteur quitte une organisation pour une autre, soit les relations avec l'organisation initiale peuvent être dégradées (moins d'échanges, qualité des échanges détériorée), soit elles peuvent au contraire se développer et créer du lien entre deux organisations auparavant non connectées. C'est le cas notamment en Méditerranée où la communauté scientifique est très liée.

6.2. Acteurs piliers : entre contrainte structurelle ou position de pouvoir

L'analyse réseau met en évidence des acteurs piliers occupant une position particulière au sein des réseaux. Ces acteurs peuvent alors bénéficier d'une fonction de concentrateur d'informations. Pour autant, cette position structurelle leur procure-t-elle un réel pouvoir de modifier le réseau selon leur intérêt ? (Lazega, 2014). La **position structurelle** de l'acteur peut être perçue soit comme un **pouvoir** soit comme une **contrainte**, un véritable piège, concentrant des informations et relations autour d'un acteur, sans qu'il puisse user d'autonomie suffisante pour faire évoluer sa position (Burt, 1991). L'opérationnalité de la centralité est alors questionnée afin de comprendre la véritable opportunité de pouvoir qu'offre la fonction d'acteur pilier.

Deux sites d'études avec des caractéristiques structurelles de réseaux similaires (même type d'organisations porteur de projet de RA et une problématisation semblable) permettent d'aborder la notion de pouvoir des acteurs piliers.

Les sites d'Agde et de Gruissan sont tous deux à l'initiative d'organisations de pêcheurs et sont portés par les Communes en réponse à un problème de gestion de l'exploitation de la ressource sur la bande côtière (Partie 1). D'après l'analyse structurale, les réseaux modélisés pendant leurs périodes d'initiation sont à forte connectivité (G4). Durant les périodes suivantes, le réseau d'acteurs du site d'Agde va évoluer jusqu'à atteindre un réseau à forte connexité (G2) tandis que le réseau de Gruissan ne change pas de propriété. Les types d'organisations piliers de ces deux sites sont différents. Le réseau du site de Gruissan est construit autour d'associations professionnelles et d'activités commerciales tandis que celui du site d'Agde est construit autour d'associations professionnelles puis d'une association environnementale. Dans les deux cas, les acteurs piliers des périodes d'initiation ne conservent pas leurs fonctions par la suite. Le pouvoir donné par cette position peut être alors considéré comme une contrainte structurelle, faisant concorder de manière fortuite les relations et les informations vers ces acteurs sans volonté propre d'être et de se maintenir à cette position.

Pendant la période de mise en place, les nouveaux acteurs piliers prennent position. Dans le cas de Gruissan, cette position est détenue par une activité commerciale. Celle-ci peut utiliser cette position pour développer son propre réseau professionnel et l'entretenir. Son réseau propre n'a pas été étudié en détail. Cependant, cet acteur continue d'être répertorié en tant que référent sur les RA, laissant supposer qu'il a réussi à entretenir son réseau professionnel. Le cas d'Agde est tout autre. L'association environnementale, devenue acteur pilier lors de la mise en place d'une seconde phase d'immersion, a saisi l'opportunité de cette position pour faire évoluer le réseau en fonction de ses intérêts. Les RA deviennent alors un outil pour créer une zone marine protégée. Le pouvoir accordé par le porteur de projet de manière consciente ou induite a été, dans ce cas, utilisé pour faire évoluer le réseau vers un réseau de taille plus développée et privilégiant les relations collaboratives. Le réseau actuel d'Agde ne mentionne plus la centralité de cet acteur car il a depuis été intégré à l'organisation concessionnaire, concentrant la gouvernance et le pouvoir au sein d'une même organisation.

Cette position de l'acteur pilier, mise en évidence par les indicateurs de centralité, peut selon les acteurs et leurs intérêts, devenir un véritable atout pour acquérir une autonomie fonctionnelle au sein du réseau ou au contraire être une véritable contrainte, attribuant un rôle clé à un acteur dont

les intérêts sont autres. Cette contrainte incite ces acteurs à quitter le réseau ou redéfinir leur position au sein du réseau par la suite.

6.3. Structure des réseaux : conséquence ou moteur d'une gestion active ?

Comme nous l'avons vu en introduction, plusieurs **mesures de gestion** sont recommandées pour les RA. Ces mesures sont aussi bien des **actions de suivis biologiques** que des **mesures sociales**, de communication par exemple. Sur les sites étudiés, le nombre de mesures de gestion mis en place est différent. Deux types de gestion peuvent se distinguer ; la gestion nommée « active » caractérisant des sites avec plus de 50% des mesures qui sont appliquées et la gestion modérée caractérisant les sites avec moins de mesures mises en place (Tableau 29).

Tableau 29 : Les mesures de gestion mises en place sur les sites étudiés

Site étudié	Suivi impact environnementaux	Encadrement des usages	Suivi socio-économique	Surveillance et Prévention des risques	Concertation	Communication et sensibilisation	Type de gestion (pourcentage d'action mises en place)
Etretat	oui	oui	non	non	non	non	Modérée (33%)
Cherbourg	oui	oui	non	non	non	non	Modéré (33%)
Croisic	non	oui	non	non	non	non	Modérée (17%)
Oléron	oui	oui	oui	non	oui	oui	Active (83%)
Capbreton	oui	oui	oui	non	non	oui	Active (67%)
Gruissan	non	non	non	non	non	non	Modérée (0%)
Agde	oui	oui et non	oui	oui et non	oui	oui	Active (67 à 100%)
Carry-le-Rouet	oui et non	oui et non	oui	oui et non	oui	oui	Active (50 à 100%)
Marseille	oui	oui	non	oui	oui	oui	Active (83%)
Vallauris	oui	oui	non	oui	non	oui	Active (67%)
Nombre de fois où l'action est mise en place (en %)	80%	90%	40%	40%	20%	60%	

Cette distinction n'a pour l'instant pas de lien avec la notion de performance des RA car aucun lien n'est fait avec leurs objectifs spécifiques initiaux. Cette discussion tente de faire le lien entre les propriétés structurelles et fonctionnelles établies par l'analyse de réseaux et les actions de gestion mises en place.

L'analyse réseau a permis de mettre en évidence **deux grands types de structure** de réseau pendant la période de gestion : les **réseaux à forte connectivité (G4)** et ceux à **forte connexité (G2)**. Les réseaux à forte connexité ont une gestion de type actif tandis que les réseaux à forte connectivité sont de type modéré. Hormis les sites d'Oléron et de Cherbourg qui sont tous deux à faible connectivité avec des gestions modérées et encore en période de mise en place, une corrélation peut s'établir entre la structure du réseau et les actions de gestion mises en place. La question qui se pose alors, est « la structure du réseau est-elle une cause ou une conséquence de la gestion mise en place ? ». Dans un sens, cela revient à comprendre si la gestion observée est un réel choix ou si elle est conditionnée par des opportunités liées à la présence et l'implication de certains acteurs au sein des réseaux.

Certaines **mesures de gestion** ont effectivement une **influence** sur la structure du réseau car elles impliquent, de fait, d'autres acteurs que le gestionnaire. Ces mesures sont la **communication, la concertation ou même l'animation**. Si la communication et l'animation peuvent être initiées par des acteurs externes au porteur de projet, la concertation est une mesure qui émane du gestionnaire, par choix ou obligation, mais qui est menée par celui-ci. C'est donc un véritable choix de gestion qui est fait et qui va influencer sur la structure du réseau en y intégrant de nouveaux acteurs et en créant du lien avec ceux-ci.

A l'inverse, certaines mesures de gestion peuvent être renforcées ou **proposées par des acteurs** présents au sein du réseau. Pour illustrer ce cas de figure, nous allons nous appuyer sur deux exemples d'action : la **surveillance et le suivi scientifique**. La surveillance des sites de RA nécessite des moyens techniques et humains importants. Cette mesure peut s'avérer très coûteuse et contraignante pour le gestionnaire et c'est d'ailleurs pourquoi elle est peu déployée (40%). Cependant, l'opportunité du réseau a permis à certains sites de la voir se mettre en place. C'est le cas du site de Vallauris, dont la surveillance est assurée par les pêcheurs professionnels. Lorsque ceux-ci passent à proximité des sites de RA, ils s'assurent du respect de l'interdiction des usages sur place. Dans ce cas-ci, c'est bien la présence de cet acteur au sein du réseau qui a permis de mettre en place cette action de gestion. D'autres usagers, comme les plongeurs de loisir, sont moteurs de la gestion active. En se rapprochant des gestionnaires par l'intermédiaire du réseau, ils ont pu proposer et mettre en place des actions de sciences participatives et ainsi assurer des suivis scientifiques complémentaires.

Les réseaux à forte connexité peuvent alors être considérés comme des atouts pour assurer la gestion active des sites de RA.

6.4. La connexité comme garant d'une structure de réseau pérenne pour les sites de récifs artificiels

La pérennité d'un réseau peut être appréhendée par sa connexité. Un réseau qui privilégie la collaboration et les échanges d'informations favorise la résilience du système (Schaffer & Lawley, 2012). Ainsi, si un acteur sort du réseau, la structure de celui-ci sera modifiée mais il sera toujours fonctionnel. Cette pérennité est assurée par une décentralisation du rôle central du porteur de projet assurant une adaptabilité plus effective de celui-ci (Bodin *et al.*, 2016). Cette décentralisation est très marquée en Méditerranée (sur les sites étudiés en Région PACA), où les acteurs ont une forte connexité formant des sous-réseaux très connectés. Les réseaux assurant leur pérennité sont ceux ayant une forte connexité (G2).

7. Conclusion : proposition d'indicateurs sociologiques pour l'évaluation des performances des récifs artificiels

L'analyse réseau des acteurs humains a permis de définir des indicateurs afin de mesurer l'évolution de la mobilisation de ces acteurs durant les trois périodes des projets de RA. Que ce soit des indicateurs mesurant de mobilisation des acteurs, le type de relation ou la structure du réseau, ceux-ci permettent de révéler des propriétés fonctionnelles des réseaux. Ceux-ci pourront être utiles à suivre pour les décideurs en charge de l'aménagement des fonds marins comme des gestionnaires, afin d'évaluer l'intérêt au regard d'objectifs sociologiques mais également d'assurer la pérennité et la solidité des projets puis leur gestion à long terme.

Cette analyse répond en partie, c'est-à-dire d'un point de vue sociologique (étude des acteurs humains), à la question de la poursuite de la mobilisation des acteurs selon la théorie de la traduction. D'un point de vue écologique, la mobilisation des acteurs non-humains présentée dans le chapitre suivant, nous permettra de compléter cette analyse.

Synthèse des Principaux résultats



Partie 2

Approche socio-écologique du fonctionnement des RA : évolution de la mobilisation des humains et non-humains

Chapitre 1

Approche sociologique du fonctionnement des RA

Apports pour la méthode d'évaluation



Dans cette partie, nous avons mis en évidence plusieurs indicateurs pouvant être utilisés pour évaluer la performance sociale des RA. Ces indicateurs concernent :

- Les fonctions des acteurs impliqués au sein du réseau (moyenne du nombre d'acteurs, fréquence de présence et position au sein du réseau selon des indicateurs de centralités);
- Les relations entre les acteurs (type de relations, nombre de relation total au sein du réseau et nombre de relations par acteur);
- La structure globale du réseau (forme, nombre d'acteurs, nombre de relations, distance géodésique).

Ces indicateurs peuvent servir pour mesurer l'évolution de la mobilisation des acteurs durant les périodes de vie des RA (de la période d'initiation à la période de gestion).

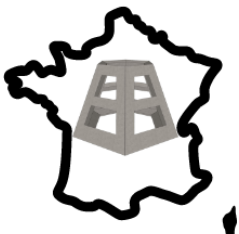
Apports pour l'analyse structurale



La modélisation du réseau d'acteurs a permis de faire émerger certaines propriétés structurelles et fonctionnelles des réseaux de RA :

- La connexité qui exprime la puissance du réseau en termes de taille (nombre d'acteurs et de relations élevés);
- La connectivité qui exprime la cohésion des acteurs entre eux;
- La proximité des acteurs;
- Les groupements d'acteurs.

Spécificités des RA en France



A travers l'analyse des sites d'études, plusieurs points clés ressortent :

- Le type d'acteurs impliqué dans les réseaux évolue vers une participation plus marquée des collectivités locales et des représentants de l'Etat;
- Les relations privilégiées au sein des différents réseaux étudiés sont très hétérogènes;
- Les structures de réseau évoluent selon trois tendances: augmentation, baisse ou stabilité de la connexité au cours du temps;
- La Méditerranée, berceau des premières immersions de RA en France, reste le territoire leader des RA, entretenant le plus de relations et avec le plus grand nombre d'acteurs impliqués.

Chapitre 2 : Approche écologique du fonctionnement des récifs artificiels

L'objectif de cette partie est de comprendre l'influence des RA sur l'écosystème et ce que les immersions de RA engendrent en termes de modifications sur la structure et le fonctionnement écologique de l'écosystème. L'hypothèse sous-jacente aux travaux de ce chapitre repose sur la modification structurelle et fonctionnelle induite par l'immersion de RA sur le réseau d'acteurs non-humains.

Les RA, en formant un nouvel habitat de type rocheux, favorisent la fixation de nouvelles espèces dans le milieu (Baine, 2001). La faune sessile ayant colonisée les RA devient la source alimentaire de certains prédateurs et c'est ainsi que de nouvelles relations proies-prédateurs se développent à partir de l'immersion de RA et que s'installe tout un réseau trophique. L'approche trophique a été récemment étudiée pour démontrer la part réelle de production de biomasse engendrée par l'implantation de ce nouvel habitat par rapport à leur effet attractif (Cresson *et al.*, 2019).

Pour appréhender les relations proies-prédateurs, un outil de modélisation de réseau trophique a été développé dans les années 1970, nommé Ecopath/Ecosim. Depuis les trois dernières décennies, les modélisations de réseaux trophiques ont été intensivement utilisées et développées pour gérer les stocks halieutiques (Drouineau *et al.*, 2006 ; Chouvelon, 2011 ; Guénette & Gascuel, 2012 ; Colléter *et al.*, 2015 ; Moullec, 2015 ; Halouani, 2016).

Plus récemment, ces modélisations ont été employées dans le but de comprendre les effets globaux des perturbations anthropiques comme les parcs éoliens *offshores* (OWF), l'exploitation de granulats marins, les constructions portuaires, le clapage portuaire de matériaux dragués, les pollutions sur l'ensemble de l'écosystème, etc. (Niquil *et al.*, 2012, 2014 ; Pezy, 2017 ; Raoux, 2017 ; Raoux *et al.*, 2017 ; Pezy *et al.*, 2020 ; Nogues *et al.*, 2021). Elles ont également été utilisées afin de proposer des mesures de gestion adaptées à la mise en place d'AMP (Valls *et al.*, 2012 ; Fulton *et al.*, 2015 ; Prato, 2016 ; Wallmo & Kosaka, 2017).

La modélisation de réseau trophique permettra de comparer la structure et le fonctionnement de l'écosystème avant et après implantation de RA, répondant ainsi aux besoins évoqués en introduction, afin d'améliorer les connaissances des effets des RA sur l'ensemble de l'écosystème. Cette approche novatrice de l'étude des « effets récifs » a été initiée par des études sur l'impact des parcs éoliens en mer et sur des RA en Baie de Laizhou en Chine (Xu *et al.*, 2019).

Nous avons choisi d'utiliser ce cadre d'analyse novateur afin de mesurer l'effet récif, c'est-à-dire, en reprenant les termes de la théorie de la traduction, de mesurer la mobilisation de la faune et flore marine (les acteurs non-humains) autour des RA.

1. Modélisation du réseau trophique

1.1. Choix d'une représentation statique

Pour comprendre la réponse globale de l'écosystème à l'immersion de RA, nous avons choisi de réaliser des modélisations écosystémiques représentant les interactions trophiques entre les espèces en s'appuyant sur des équations mathématiques (Klok *et al.*, 2009). La modélisation donne la possibilité de représenter de manière simplifiée des interactions complexes et de mettre en évidence des propriétés structurelles et fonctionnelles de l'écosystème. Plusieurs modèles ont été développés pour étudier les relations trophiques au sein des écosystèmes. Le choix des modèles est dépendant (Plagányi *et al.*, 2014) :

- De l'objet de recherche, certains modèles permettent d'étudier l'écosystème dans son ensemble alors que d'autres sont centrés sur des espèces cibles ;
- De la nature de l'analyse, certains modèles révèlent la dynamique des interactions, tandis que d'autres expriment une moyenne des interactions à un instant donné.

Nous avons choisi de réaliser les modélisations écosystémiques à partir de l'étude de l'ensemble des communautés faunistiques et floristiques à un instant donné. La représentation des relations proies-prédateurs permettra alors de mieux comprendre les échanges entre les communautés faunistiques d'un point de vue holistique et l'influence des RA sur celles-ci.

Pour cela, **l'outil choisi** pour modéliser la structure et le fonctionnement du réseau trophique des RA est la **suite Ecopath**. Cet outil, développé par (Polovina, 1984) puis (Christensen & Pauly, 1992) permet une représentation statique (dite à l'état stable) des relations dans le milieu, c'est-à-dire une représentation de la moyenne annuelle des échanges dans l'écosystème qui n'existe pas dans la réalité.

Ce modèle se construit à partir de **groupes trophiques** représentant les unités du modèle et regroupant des individus ayant les mêmes rôles trophiques (même habitat, même régime alimentaire, mêmes caractéristiques biologiques). Ces groupes sont caractérisés par des valeurs de biomasse, de productivité (P), de consommation (Q), d'efficacité éco-trophique (EE) (biomasse disponible dans l'écosystème pour la consommation des prédateurs) et des données de régimes alimentaires.

Le modèle Ecopath est basé sur **l'hypothèse de conservation des masses** dans le système étudié, c'est-à-dire qu'il y a équilibre des flux entrants et sortants. Cette hypothèse est décrite à travers deux équations fondamentales (Christensen & Pauly, 1992) :

- Pour chaque groupe trophique, la production est égale à la somme des différentes pertes de ce même groupe (Eq 1).

Eq 1 : les flux sortants (Quantité de biomasse disponible dans le système)

Production (P_i) = Prédation sur le groupe i (M_i) en fonction de la biomasse du groupe (B_i) + Captures par pêche (Y_i) + Nette migration (émigration-immigration) (E_i) + Accumulation de biomasse (Ba_i) + Mortalité naturelle (1- Efficacité Ecotrophique (EE_i)).

$$P_i = B_i M_i + Y_i + E_i + Ba_i + P_i(1 - EE_i)$$

- Pour chaque groupe trophique, la consommation correspond à l'ensemble de la nourriture utilisée pour produire (croissance), pour respirer, ou la nourriture non assimilée (Matière organique détritue) Eq 2 : les flux entrants (Quantité de biomasse nécessaire à son cycle de vie)

Consommation (Q_i) = Production par croissance (P_i) + Respiration (R_i) + Nourriture non assimilée (U_i)

$$Q_i = P_i + R_i + U_i$$

A partir de ces équations, le modèle Ecopath quantifie les flux entre les différents groupes trophiques.

1.2. Outil de modélisation du réseau trophique : le suite Ecopath

Afin de comparer la structure et le fonctionnement de l'écosystème avant et après implantation de RA, deux modèles Ecopath par site sont nécessaires :

- 1- un modèle **avant implantation de RA**, nommé BAR (Before Artificial Reef),
- 2- un modèle **après implantation de RA**, nommé AAR (After Artificial Reef).

L'ensemble des données nécessaires à la modélisation des réseaux trophiques avec la suite Ecopath n'est pas disponible sur les dix sites d'études. C'est pourquoi, au regard du temps et du budget imparti, nous avons sélectionné deux sites d'études comme illustration de ces modélisations : Capbreton et Cherbourg.

1.2.1. Description des deux sites d'études : Capbreton et Cherbourg

Le site de Capbreton pour l'Atlantique

La zone d'étude est située au sud du golfe de Gascogne, dans l'océan Atlantique. Le site est exposé à des houles dominantes de nord-ouest engendrant un transport sédimentaire d'environ 1 000 m³ de sédiments par an (Abadie *et al.*, 2006). Des *up-wellings*, remontées d'eau chargée en nutriments, caractérisent la saison printanière de la région (Planque *et al.*, 2004). L'habitat benthique est un sable fin soumis à l'action des houles (Borja *et al.*, 2019) et associé aux communautés benthiques à la polychète *Nephtys cirrosa* (dérivé de Monbet, 1972). Dans cet écosystème riche en nutriment, des espèces, telles que les poissons boréales et subtropicales, sont présentes (Authier *et al.*, 2018) ainsi que certains prédateurs supérieurs, comme les mammifères marins et les oiseaux de mer (Planque *et al.*, 2004).

La modélisation du réseau trophique est réalisée sur une surface triangulaire de 900 m² formée par le site n°2 des buses en béton et les modules Typi et Babel de la concession de Capbreton. Le site de RA est entouré de substrat meuble offrant peu de connectivité possible avec des habitats rocheux naturels.

Le site de Cherbourg pour la façade Manche

La zone d'étude pour la façade Manche est localisée au sein de la rade de Cherbourg, située au nord du Cotentin. La rade est délimitée par des digues rocheuses, formant un espace semi-fermé d'environ 1 500 ha qui favorise l'accumulation de sédiments meubles (Baux *et al.*, 2017).

Le site est caractérisé par un régime hydrodynamique spécifique, avec des circulations de courants alternées suivant le régime des marées, favorisant l'installation de sédiments fins (Baux *et al.*, 2017). Selon une étude caractérisant les habitats de la faune benthique de la rade, réalisée avant

l'immersion de récifs, la zone est composée de sables fins associés à l'habitat benthique à la polychète de *Spio decoratus* (Baux *et al.*, 2017). Le peuplement de poissons de la zone d'étude est principalement représenté par des sélaciens et des tacauds avec une faible richesse spécifique (Carpentier *et al.*, 2009). Concernant les prédateurs supérieurs, la zone d'étude, et plus largement la Manche Est, est reconnue comme étant une région marine à forte concentration de mammifères marins, notamment une importante population du grand dauphin et d'oiseaux marins (Ricart *et al.*, 2014).

La surface choisie pour la modélisation du réseau trophique de Cherbourg est un triangle formé par les trois RA de 4 647 m² (Introduction). Le site de RA est entouré d'un substrat meuble alors que les habitats à l'extérieur de la rade sont des sédiments grossiers et des substrats rocheux. La proximité de la digue Est offre une possibilité de connectivité et d'échanges entre les RA et ces autres habitats rocheux artificiels. Le suivi de la colonisation des RA est réalisé dans le cadre du projet européen Interreg MARINEFF.

1.2.2. Les groupes trophiques en tant qu'unité d'analyse

A partir des données bibliographiques et de terrain, les espèces présentes sur les deux sites d'étude ont été recensées. Les espèces ont ensuite été regroupées en fonction de leurs caractéristiques biologiques et écologiques en groupes trophiques (GT). Vingt-trois groupes trophiques ont ainsi été créés pour les deux sites d'étude, seules les espèces présentes et leur biomasse dans ces groupes diffèrent entre les deux sites. La présence de macro-algues sur les RA est spécifique au site de Cherbourg et ce groupe ainsi que la faune benthique brouteuse associée ont été ajoutés aux autres GT pour un total de 25 GT (Figure 67).

















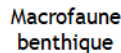


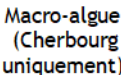
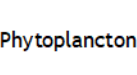

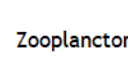

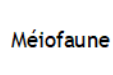
 Céphalopode benthique	 Céphalopode benthopélagique	 Mammifère marin	 Oiseau plongeur	 Oiseau se nourrissant en surface		
 Poisson piscivore	 Sparidae	 Gadidae	 Poisson benthivore	 Labridae	 Poisson plat	 Poisson planctivore
 Macrofaune benthique dépositrice de sub-surface	 Macrofaune benthique dépositrice de surface	 Macrofaune benthique suspensivore	 Macrofaune benthique nécrophage et omnivore	 Macrofaune benthique brouteuse (Cherbourg uniquement)	 Macrofaune benthique prédatrice	 Macro-décapode
 Macro-algue (Cherbourg uniquement)	 Phytoplancton	 Détritus	 Zooplancton	 Bactérie	 Méiofaune	

Figure 67 : Les groupes trophiques élaborés (source phototèque : ALR ©Celestrino)

Les oiseaux de mer sont divisés en deux groupes, selon leurs stratégies d'alimentation. Les groupes des plongeurs sont principalement composés de fous de Bassan et les "mangeurs de surface" sont principalement composés de goélands. Les mammifères marins, composés aussi bien de mysticètes

que d'odontocètes, sont représentés principalement par la baleine de Minke et les delphinidés (dauphin commun à bec court, dauphin bleu et blanc et grand dauphin). Les céphalopodes ont été divisés en deux groupes : le groupe benthopélagique principalement composé de *Loligo vulgaris*, Lamarck, 1758 et le groupe benthique principalement composé de *Sepia officinalis*, Linnaeus, 1758. Les modèles sont composés de sept groupes de poissons (Gadidae, piscivores, benthivores, Labridae, Sparidae, poissons plats et poissons planctivores). Gadidae, Labridae et Sparidae n'ont pas été agrégés avec les autres groupes trophiques afin d'analyser en détail l'impact potentiel de l'effet récif sur ces trois groupes qui sont connus comme étant les principales familles de poissons inféodées aux RA. La macrofaune benthique est divisée en six groupes pour Capbreton (macro-décapodes, prédateurs, nécrophages/omnivores, suspensivores, détritivores de surface et de sub-surface). Enfin, les modèles sont composés d'un groupe de zooplancton, d'un groupe de bactéries, d'un groupe de phytoplancton et d'un groupe de détritus.

La répartition des espèces dans l'ensemble de ces groupes (Annexe 6) permet d'avoir une vision holistique des relations proies-prédateurs, des producteurs primaires aux prédateurs supérieurs. Pour chaque GT et chaque modèle, des données de biomasse, de production rapportée à la biomasse (P/B), de consommation rapportée à la biomasse (Q/B), régime alimentaire sont nécessaires. Les données intégrées de captures de pêche permettent de mesurer les répercussions de ces prélèvements sur le réseau trophique à des fins d'amélioration de la gestion des stocks halieutiques, objectif originel pour lequel a été créé Ecopath. Dans l'objectif de mesurer les répercussions de l'immersion de RA sur le réseau trophique, ces données ne sont pas nécessaires.

1.2.3. Les paramètres des modèles de Capbreton

Pour mener cette étude, une importante collecte de données a été réalisée et cela sur les deux périodes étudiées :

- 1- avant l'immersion des premiers RA ayant eu lieu en 1999 (modèle BAR),
- 2- après l'immersion de RA (modèle AAR).

Pour le premier modèle (BAR), les données utilisées proviennent principalement de la bibliographie car seule une campagne de prélèvement a été réalisée sur le site à cette époque. Pour le second modèle, l'utilisation de données *in-situ* a été privilégiée autant que possible (Figure 68).

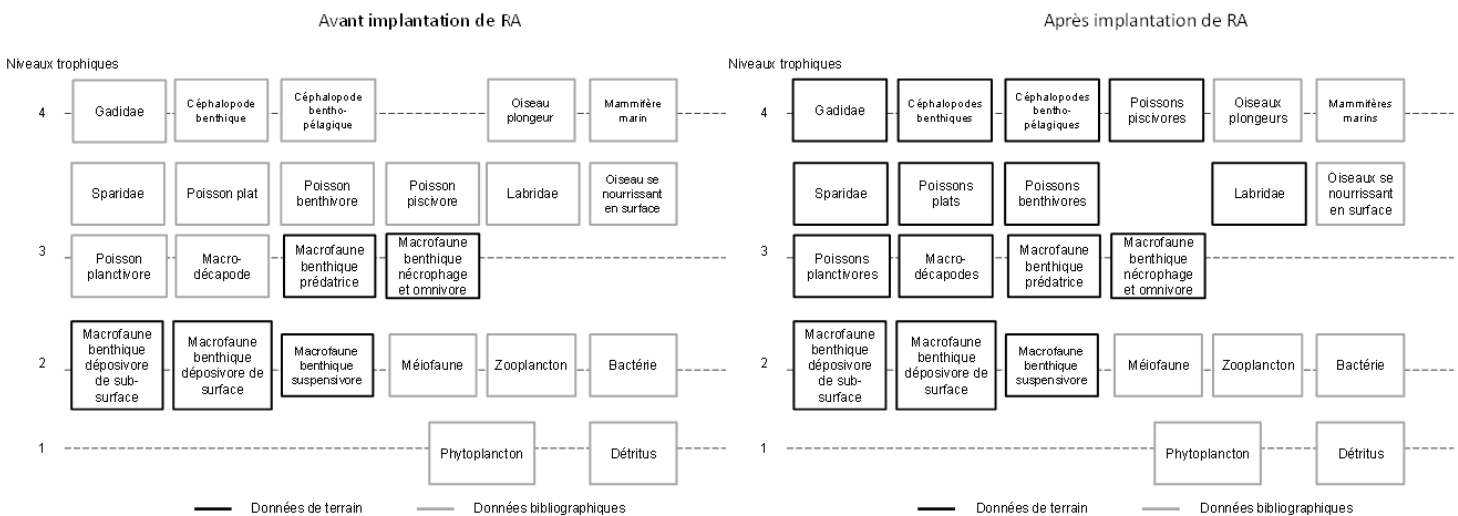


Figure 68 : Sources des données pour l'élaboration des modèles de Capbreton

Quatre méthodes d'acquisition de données ont été employées pour élaborer ces deux modèles :

- 1- le prélèvement de macrofaune benthique de substrat meuble par carottage et benne preneuse,
- 2- le prélèvement de macrofaune benthique de substrat dur par grattage,
- 3- le comptage visuel de faune mobile en scaphandre autonome,
- 4- la recherche bibliographique.

1-Les données issues de campagnes de carottage et benne preneuse (macrofaune benthique de substrat meuble)

Des prélèvements bio-sédimentaires ont été réalisés sur le site d'étude. Deux outils ont été utilisés ; le carottier à main, permettant des prises d'échantillon en scaphandre autonome et une benne preneuse lâchée depuis la surface. Le carottier utilisé mesure 25 cm de long pour un diamètre de 16 cm avec un couvercle limitant la perte de matériau, pour un échantillonnage de 0,02 m². L'ouverture de la benne est de 20 cm de long pour 10 cm de large, pour un échantillonnage de 0,02 m² (Ferrou, 2000).

Données pour le modèle Avant implantation de RA (BAR)

Il existe peu de données d'abondance ou de biomasse de macrofaune caractérisant l'habitat de sable fin à *Nephtys cirrosa* (dérivé de Monbet, 1972) disponibles aux abords du site d'étude. Les biomasses trouvées dans la bibliographie correspondent à des habitats plus vaseux et dans des milieux moins soumis à l'action de la houle (bassin d'Arcachon, baie de Galice). De ce fait, pour caractériser la **macrofaune benthique du site avant implantation de RA**, nous avons choisi d'utiliser des données d'abondance issues de prélèvements réalisés sur le site d'étude 10 mois après l'immersion des premiers RA. Les données ont été sélectionnées sur les stations éloignées des RA afin de ne pas intégrer celles caractérisant un peuplement benthique ayant déjà pu être influencé et modifié par l'immersion de RA (Créocéan, 2008).

Cette campagne d'échantillonnage a été menée en mai 2000 sur 16 stations situées respectivement à 1 m, 5 m, 10 m et 30 m aux quatre points cardinaux du site de RA n°2, seul RA immergé sur la zone d'étude à l'époque (Ferrou, 2000 ; Figure 69). Deux réplicats ont été réalisés aux stations situées à 1 m, 5 m, 10 m avec le carottier à main par des plongeurs. La benne preneuse a été utilisée pour les stations les plus éloignées, situées à 30 m du site n°2 (Ferrou, 2000). Seules les données des stations les plus éloignées (5 m, 10 m et 30 m) ont été choisies pour représenter la communauté benthique avant l'implantation de RA (modèle BAR). L'effort d'échantillonnage total est alors de 0,4 m². La biomasse des espèces recensées a été calculée à partir de leur abondance et de leur poids individuel estimé par Pezy (2017).

Données pour le modèle Après implantation de RA (AAR)

La deuxième campagne d'échantillonnage de **la faune benthique de substrat meuble** a été menée en plongée sous-marine en septembre 2019 et 2020 sur 12 stations situées à 20 m des trois RA et à chaque point cardinal (Figure 69). Selon les stations, trois à six réplicats de 0,02 m² ont pu être réalisés avec le carottier à main. L'effort d'échantillonnage total est de 0,9 m². Ces échantillons ont été utilisés pour déterminer la biomasse des GT de la faune benthique de substrat meuble pour le modèle After Artificial Reefs (AAR).

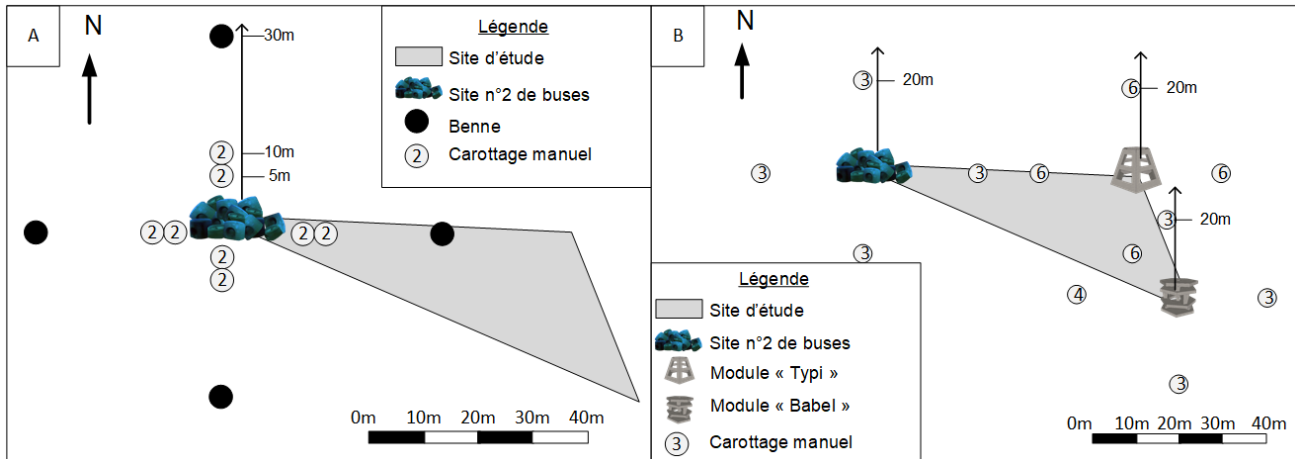


Figure 69 : Positions des stations d'échantillonnage pour les modèles de Capbreton (A: pour le modèle BAR, B: pour le modèle AAR; les chiffres indiquent le nombre de répliquats)

Les sédiments des échantillons recueillis ont été tamisés sur un tamis de vide de maille de 1 mm. Tous les échantillons ont été conservés dans une solution de formol à 10% avant d'être triés. Les espèces ont été dénombrées et identifiées à la loupe binoculaire et au microscope, au plus haut niveau taxonomique nécessaire pour pouvoir les classer dans les groupes trophiques. Une fois identifiés, les individus ont été placés à l'étuve à 60 °C pendant le temps nécessaire pour que l'échantillon soit sec (de 48 h à 96 h). Les individus ont ensuite été pesés pour déterminer le poids sec (DW) avant d'être placés dans un four pendant 5 h à 500 °C. Le poids sec libre de cendres (AFDW) a été obtenu en soustrayant le poids de cendres du DW. Pour la macrofaune benthique, les biomasses en g ont été converties en teneur en carbone à l'aide d'un facteur de conversion de 0,518 (Brey, 2001).

2-Les données issues de campagnes de grattage (macrofaune benthique de substrat dur)

Les grattages constituent une méthode couramment utilisée pour échantillonner les communautés de faune benthique de substrat dur (Fabi *et al.*, 2015). Celle-ci a été appliquée pour échantillonner les communautés de faune benthique colonisant les RA. La difficulté de cette technique est de collecter tous les organismes, surtout de petite taille lorsqu'il y a du courant (Fabi *et al.*, 2015).

Les échantillons de macrofaune benthique ont été prélevés en septembre et octobre 2019 et en avril 2020. Six répliquats par récif et situés à différents endroits du récif (à l'intérieur, dessous, au nord, à l'est, à l'ouest et au sud) ont été réalisés en plongée sous-marine avec l'aide des plongeurs de l'association ALR. Les outils utilisés sont un quadrat de 20 x 20 cm pour 2019 et de 30 x 30 cm pour 2020, d'un couteau à mastic et d'une poche en filet (taille de maille de 1 mm). Au total, 0,553 m² ont été échantillonnés en été 2019 et 0,819 m² en hiver 2020. Ces prélèvements ont été utilisés pour le modèle After Artificial Reefs (AAR).

Les biomasses ont été obtenues selon le même protocole, que précédemment et rapportée à la surface échantillonnée pour chaque espèce et à la proportion de surface colonisable des RA par rapport au triangle étudié (900 m²).

3-Les données issues de campagnes de comptage en plongée sous-marine (poissons, macro-décapodes et céphalopodes)

Les données de faune mobile sont issues d'observations *in situ* de plongeurs scientifiques et bénévoles formés au recensement des espèces présentes sur les RA des Landes selon les protocoles de comptage visuel en plongée sous-marine détaillés ci-après.

Les recensements **visuels *in situ*** sont des techniques non destructives d'évaluation des peuplements et des populations ichthyologiques (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). Largement utilisées à travers le monde sur des habitats naturels, elles ont été adaptées aux structures hétérogènes comme les RA, en fonction des formes et de leurs dispositions sur chaque site (Duval & Duclerc, 1985 ; Ody, 1987). Cette méthode, bien qu'adaptée, comporte des biais dus à l'observateur, au poisson et à l'échantillonnage en lui-même, limitée au peuplement diurne et à la visibilité (Harmelin-Vivien & Harmelin, 1975 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 1985 ; Labrosse *et al.*, 2001). Le protocole mis en place par ALR depuis 1999 s'appuie sur cette méthodologie.

L'échantillonnage suit la méthode décrite par Charbonnel & Francour (1994) comme une technique mixte, selon laquelle les plongeurs effectuent plusieurs rotations sur le site de RA en comptant successivement les espèces craintives, les espèces inféodées aux récifs et cryptiques et enfin les petites espèces pélagiques moins craintives. L'observateur, en binôme avec un photographe, note un certain nombre de paramètres biologiques : la richesse spécifique, l'abondance et la taille. D'autres paramètres sont également recueillis, relatifs aux conditions physiques du milieu telles que la température et la visibilité. Les biais dus aux observateurs sont réduits par une formation des plongeurs à l'identification, l'estimation de la taille et de l'abondance.

Les individus sont dénombrés individuellement jusqu'à 10 puis des estimations sont faites par classes d'abondance, définies selon une étude de fréquence d'observation des différents groupements de poissons (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985) : 10-30 ; 31-50 ; 51-100 ; 101-500 ; > 500. Les abondances sont ensuite calculées à partir de la moyenne arithmétique de chaque classe.

La taille est estimée selon trois catégories (petit, moyen et gros), adaptées à chaque espèce en fonction de la Longueur Totale maximale (LT max) référencée sur « Fishbase » (Charbonnel & Francour, 1994). Les limites de classe correspondent respectivement à 1/3 de LT max et 2/3 de LT max. Pour chaque espèce, les poids frais moyens de chaque classe de taille (petit, moyen et gros) ont été calculés par la relation $W_t = aL^b$ qui lie les poids aux longueurs totales, où « a » est une constante et « b » un coefficient caractéristique de l'espèce et de sa phase de développement (Ricker, 1975). La biomasse moyenne de chaque espèce par site de récif a ensuite été calculée selon la formule adaptée de Harmelin-Vivien *et al.* (1985) :

$$B = \sum_{i=1}^n (W_i N_i / S_i)$$

où W_i leur poids moyen, N_i est l'abondance des individus de la classe i et S_i la surface échantillonnée.

Les données ont été collectées en saison estivale (mai à septembre) sur la période 2010-2020 sur les trois RA du site d'étude. Sur ces dix ans, 120 recensements au total ont été réalisés sur la concession de Capbreton, répartis sur les trois RA (Figure 70) :

- 58 pour le site n°2 de 800 buses pour une surface d'emprise de 86,35 m²,
- 49 pour le Typi pour une surface d'emprise de 11,24 m²,
- 13 pour le Babel pour une surface d'emprise de 4,98 m².

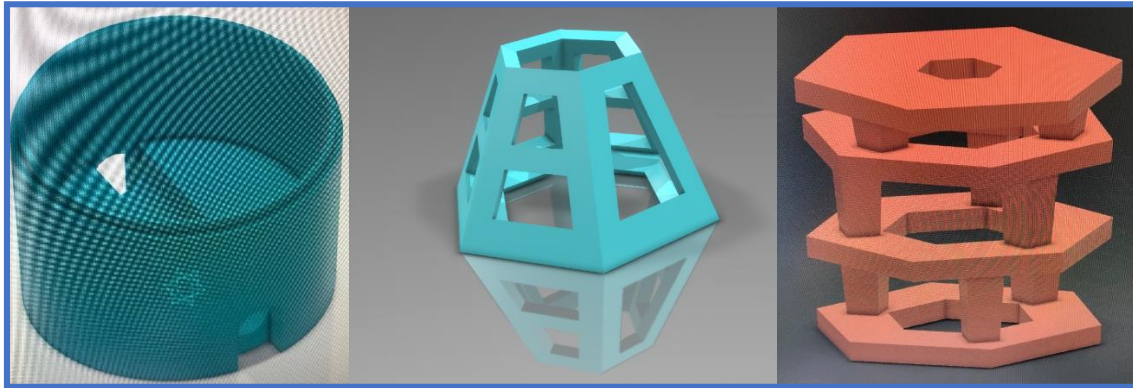


Figure 70 : Numérisation des récifs de Capbreton (Prosperi, 2020)

39 espèces de poissons, céphalopodes, macro-décapodes ont été identifiées. La biomasse annuelle moyenne est calculée pour chaque espèce de poisson, céphalopode et macro-décapode. Les poids frais en g/m² ont été convertis en Poids Sec puis en gC/m² selon un facteur 0,12 (Boët *et al.*, 1999) pour les poissons, 0,08 pour les céphalopodes (Brey *et al.*, 2010) et 0,518 pour les macro-décapodes (Brey, 2001).

La biomasse moyenne a été ensuite rapportée à l'aire d'étude totale des trois sites de 900 m² (Figure 71).

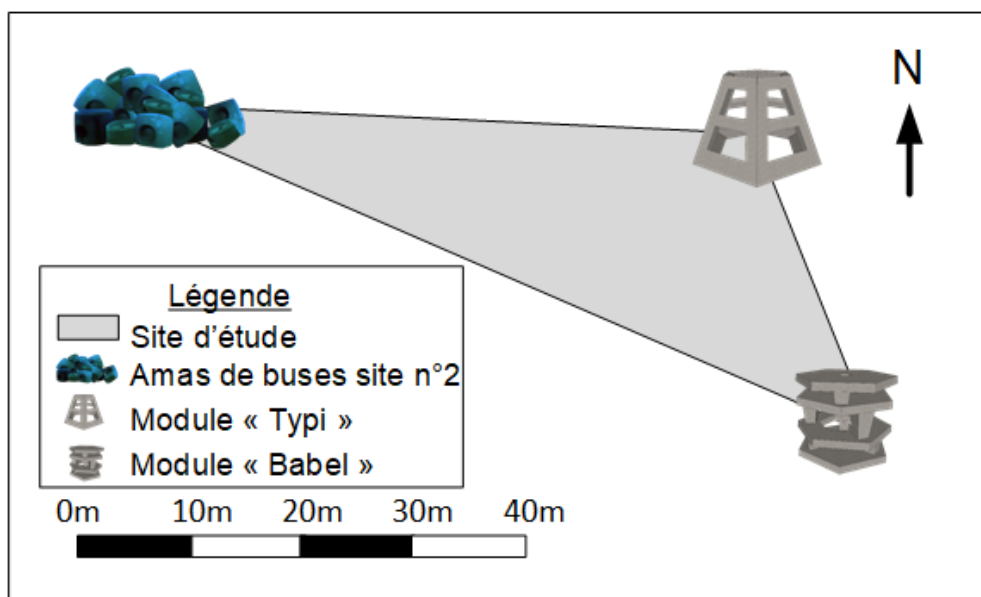


Figure 71 : Schéma du site d'étude de Capbreton

4-Les données issues de la bibliographie

Les données utilisées ont été principalement extraites de deux modélisations de réseaux trophiques du plateau continental du golfe de Gascogne construits par Lassalle *et al.* (2011) et Moullec *et al.* (2017). Les données extraites ont été sélectionnées préférentiellement sur la bande côtière et au voisinage de la zone d'étude.

Données pour le modèle Avant implantation de RA (BAR)

Les **données des poissons, céphalopodes et macro-décapodes** utilisées pour le modèle avant implantation de RA sont issues des campagnes annuelles de chalutage de fond Evaluation Halieutique Ouest de l'Europe (EVHOE) menées par l'IFREMER depuis 1997 sur le golfe de Gascogne dans le but d'évaluer l'abondance et le recrutement des espèces de poissons démersaux et benthiques (Mahé & Bellail, 1997, 1998, 1999 ; Devreker & Lefebvre, 2018). Le matériel utilisé est un chalut à Grande Ouverture Verticale 36/47 (Mahé & Poulard, 2005). Les données utilisées couvrent les périodes de 1997 à 2002 afin d'avoir une représentativité des données sur au moins cinq ans. Les traits de chalut ont été sélectionnés sur une zone s'étendant de Capbreton à Arcachon caractérisée par un paysage hydrographique côtier de faible profondeur. Les biomasses ont été calculées à partir des données de capture rapportées à la surface balayée des 13 traits de chaluts, donnant ainsi une valeur moyenne de biomasse par espèce sur les 5 années considérées. Les données de poids frais ont ensuite été converties directement en Carbone selon les facteurs précédemment cités. La matrice de régime alimentaire de chaque espèce a été construite à partir de données bibliographiques (Deniel, 1974 ; N'da, 1992 ; Vose & Nelson, 1994 ; Gonçalves & Erzini, 1998 ; Le Loc'h, 2004 ; Chaoui *et al.*, 2005 ; Figueiredo *et al.*, 2005 ; Fehri-Bedoui *et al.*, 2009 ; Valls, 2009 ; Lopez-Lopez *et al.*, 2011 ; Bayhan & Sever, 2015 ; El-Maremie & El-Mor, 2015 ; Ponte *et al.*, 2016 ; Šantić *et al.*, 2016 ; Pezy, 2017). Les données de production (P/B) et consommation (Q/B) sont issues de (Mackinson & Daskalov, 2007 ; Lobry *et al.*, 2008 ; Carpentier *et al.*, 2009 ; Valls, 2009 ; Papapanagiotou *et al.*, 2020 ; Saygu *et al.*, 2020).

Données pour le modèle Avant et Après implantation de RA

Nous supposons que l'immersion de RA n'agit pas sur la production de méiofaune, zooplancton, phytoplancton, détritus et bactérie. En revanche, des modifications apparaissent sur la biomasse de ces groupes trophiques par effet de répercussion des niveaux trophiques supérieurs (effet *top down*). Concernant les mammifères marins et oiseaux, du fait de la faible emprise des RA par rapport à leurs aires de prédation, nous supposons que les RA ont une faible influence sur la biomasse de ces tops prédateurs. De ce fait, nous avons choisi d'utiliser les mêmes données pour ces groupes trophiques pour modéliser les réseaux trophiques avant et après implantation de RA.

Les **données de méiofaune** ont été sélectionnées sur un site localisé en Galice dont les caractéristiques sédimentaires se rapprochaient du site d'étude de Capbreton (Tenore *et al.*, 1984). Les biomasses réalisées en 1981 ont ensuite été converties en gC/m² en utilisant les facteurs de conversion précédemment cités.

Les **données de zooplancton** proviennent des campagnes Bioman menées dans le golfe de Gascogne de 1999 à 2006 (Irigoien *et al.*, 2009). Les données ont été rapportées à la profondeur d'étude afin d'obtenir des valeurs en gC/m². Les données de P/B, Q/B et de régime alimentaire proviennent d'une modélisation de réseau trophique menée sur la Manche orientale par Garcia (2010).

Les **données phytoplanctoniques** utilisées sont celles référencées pour la côte du golfe de Gascogne jusqu'à l'isobathe -100 m intitulé « Gironde Interne » pour la période 1999-2000 issues du travail de (Lampert, 2001) et converties en gC/m² en utilisant un facteur de conversion de 40 (Chardy & Dauvin, 1992). Les données de P/B, Q/B et du régime alimentaire proviennent de la modélisation menée sur la Manche orientale par Garcia (2010).

La valeur utilisée est la somme des **détritus** et détritus pélagiques reprises du modèle de Lassalle *et al.* (2011) pour la période 98. Les données de P/B, Q/B et du régime alimentaire de la modélisation menée sur la Manche orientale par Garcia (2010).

Les **données pour le groupe trophique intitulé Bactérie** sont celles repris du modèle Ecopath du Golfe de Gascogne réalisé par Lassalle *et al.* (2011). Les données de P/B, Q/B et régime alimentaire proviennent de la modélisation menée sur la Manche orientale par Garcia (2010).

Les **données des prédateurs supérieurs** (mammifères marins et oiseaux) proviennent des campagnes de survol aérien ROMER et ATLANCET menées de 2001 à 2004 dans le golfe de Gascogne (Certain *et al.*, 2008). Les moyennes annuelles d'abondance ont été converties en biomasse en utilisant le poids référencé pour chaque espèce (ICES, 2000 ; Hunt & Hosie, 2005 ; Meeddat, 2008 ; Spitz *et al.*, 2018). Des facteurs de conversion de 0,3 et 0,4 ont été utilisés pour convertir les poids humides en poids secs. Un facteur de conversion de 0,1 pour les mammifères marins (Bradford Grieve *et al.*, 2003) et de 0,12 pour les oiseaux (Lassalle *et al.*, 2011) a ensuite été appliqué pour passer de poids secs à poids de Carbone.

La **matrice du régime alimentaire des mammifères marins** s'appuie principalement sur des prélèvements de contenus stomacaux et de fèces d'animaux échoués, étudiés par (Spitz, 2010). Les données de Q/B sont issues des valeurs de ratios alimentaires, évaluées par Spitz *et al.* (2018) à partir du taux de métabolisme de base. Ces données ont ensuite été multipliées par 365 et divisées par le poids moyen (Trites *et al.*, 1999) pour obtenir des valeurs annuelles de Q/B.

Pour les oiseaux, peu de données de régime alimentaire existent dans la zone d'étude mais une synthèse a été réalisée par Certain *et al.* (2008). Les données de P/B correspondent aux données du modèle Ecopath du Golfe de Gascogne réalisé par Lassalle *et al.* (2011). Les données de Q/B des oiseaux sont calculées selon la formule de (Nilsson & Nilsson, 1976) :

$$\log(F) = -0,293 + 0,85 * \log(W)$$

Où F est la consommation journalière en g/jour et W le poids de chaque espèce en g.

Ces valeurs sont ensuite multipliées par 365 et divisées par le poids moyen (Trites *et al.*, 1999) pour obtenir des valeurs annuelles de Q/B.

Les sources des données utilisées sont synthétisées dans le Tableau 30.

Tableau 30 : Sources bibliographique dans les publications scientifiques de référence des modèles réalisés sur le site de Capbreton

Capbreton	Modèle BAR Biomasse	Modèle AAR Biomasse	P/B et Q/B	Régime alimentaire
Oiseau plongeur	ROMER/ATLANCET (Hunt & Hosie, 2005 ; Certain <i>et al.</i> , 2008 ; Meeddat, 2008 ; ICES, 2000)	ROMER/ATLANCET (Hunt & Hosie, 2005 ; Certain <i>et al.</i> , 2008 ; Meeddat, 2008 ; ICES, 2000)	Christensen <i>et al.</i> , 2009; Nelson, 1979; Nilsson & Nilsson, 1976; Spitz <i>et al.</i> , 2018; Trites <i>et al.</i> , 1999	Hamer <i>et al.</i> , 2000; Thompson <i>et al.</i> , 1999
Oiseau de surface				Bustnes <i>et al.</i> , 2010; Shamoun-Baranes & Camphuysen, 2013; Thompson <i>et al.</i> , 1999
Mammifère marin				Pierrepont <i>et al.</i> , 2003; Spitz, 2010
Céphalopode benthopélagique	Campagne EVHOE (Mahé & Poulard, 2005 ; Mahé & Bellail, 1997 ;1998 ; 1999 ; Devreker & Lefebvre, 2018)	Suivis ALR 2010-2020	Carpentier <i>et al.</i> 2009 Carpentier <i>et al.</i> 2009 Lobry <i>et al.</i> , 2008 Mackinson and Daskalov, 2007 ; Valls, 2009, Saygu <i>et al.</i> , 2020, Papapaniagiotou <i>et al.</i> , 2020.	Pezy, 2017
Céphalopode benthique				Bayhan & Sever, 2015; Chaoui <i>et al.</i> , 2005;
Gadidae				Deniel, 1974; El- Maremie & El-Mor,
Poisson piscivore				2015; Fehri-Bedoui <i>et al.</i> ,
Poisson benthivore				2009; Figueiredo <i>et al.</i> ,
Labridae				2005; Gonçalves & Erzini, 1998; Le Loc'h,
Sparidae				2004; Lopez-Lopez <i>et al.</i> ,
Poisson plat				2011; N'da, 1992; Pezy, 2017; Ponte <i>et al.</i> , 2016;
Poisson planctivore				Sala & Ballesteros, 1997; Šantić <i>et al.</i> , 2016; Valls, 2009; Vonk <i>et al.</i> , 2002; Vose & Nelson, 1994
Macro-décapode				
Macrofaune benthique prédatrice	Ferrou, 2000	Campagnes ALR 2019- 2020	Garcia, 2010 ; Pezy, 2017	Garcia, 2010
Macrofaune benthique, nécropophage/omnivore				
Macrofaune benthique suspensivore				
Macrofaune benthique dépositivore de surface				
Macrofaune benthique dépositivore de subsurface				
Méiofaune				
Zooplancton	Irigoien <i>et al.</i> , 2009	Garcia, 2010		
Bactérie	Lassalle <i>et al.</i> , 2011	Garcia, 2010		
Phytoplancton	Lampert, 2001	Garcia, 2010		
Détritus	Lassalle <i>et al.</i> , 2011	Garcia, 2010		

1.2.4. Les paramètres des modèles de Cherbourg

Tout comme pour les modélisations sur Capbreton, une importante collecte de données a été nécessaire et cela sur les deux périodes étudiées :

- 1- autour de l'immersion des RA en 2015 (modèle BAR),
- 2- après un minimum de cinq ans de colonisation (modèle AAR), soit en 2020.

Pour le premier modèle, avant l'immersion de RA en 2015, les données utilisées proviennent principalement de la bibliographie car seule une campagne de prélèvement de la macrofaune benthique a été réalisée sur le site. Pour le second modèle, l'utilisation de données *in situ* a été privilégiée autant que possible (Figure 72).

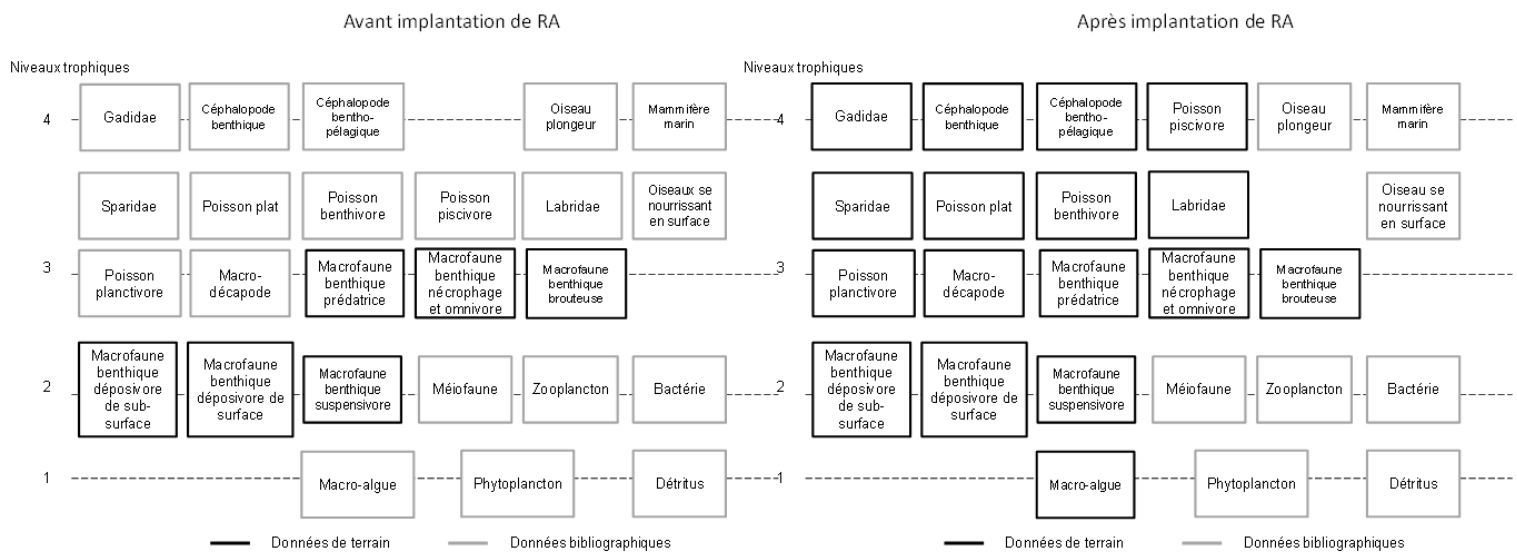


Figure 72 : Sources des données pour l'élaboration des modèles de Cherbourg

Quatre méthodes d'acquisition de données ont été employées :

- 1- le prélèvement de macrofaune benthique de substrat meuble par benne Van Veen,
- 2- le prélèvement de macrofaune benthique de substrat dur et macro-algue par grattage de parpaings,
- 3- le comptage visuel de faune mobile en scaphandre autonome,
- 4- la recherche bibliographique.

1-Les données issues de prélèvements par benne Van Veen (macrofaune benthique de substrat meuble)

Une étude de caractérisation de la macrofaune benthique de la rade de Cherbourg a été menée entre 2012 et 2015 par Baux *et al.* (2017). Les données de biomasse issues de cette étude ont été utilisées pour la modélisation avant implantation des RA de Cherbourg (immersion en 2015). Par manque de moyen technique et financier, nous n'avons pas pu réaliser de campagne de prélèvement après les immersions. De ce fait, nous utiliserons les données de macrofaune benthique de substrat meuble issues de la campagne de Baux *et al.* (2017), également pour le modèle après immersion, considérant qu'il y a peu de changements de biomasse des communautés de sables fins liés à l'implantation de RA.

Données pour le modèle Avant et Après implantation de RA

Les échantillons de **macrofaune benthique de substrat meuble** ont été prélevés lors de trois campagnes réalisées en mars 2012, février 2014 et 2015 (Baux *et al.*, 2017). Un total de trente stations a été échantillonné dont neuf ont été utilisées pour caractériser le site de notre étude. Pour chaque station, trois répliquats ont été effectués à l'aide d'une benne Van Veen d'une surface d'échantillonnage de 0,1 m² pour un total de 0,3 m² par station et un quatrième répliquat a servi à l'analyse granulométrique (Baux *et al.*, 2017). Les sédiments recueillis ont été tamisés à l'aide d'un tamis à ouverture circulaire de 1 mm. Les échantillons ont été conservés dans une solution de 10% de formaldéhyde avant d'être triés. Les biomasses ont été estimées selon la méthode précédemment décrite.

2-Les données issues de prélèvements de parpaings (macrofaune benthique et macro-algue de substrat dur).

Les échantillons de **macrofaune benthique et de macro-algues de substrat dur** pour le modèle après implantation de RA ont été prélevés lors de quatre campagnes réalisées entre décembre 2019 et septembre 2020, en collaboration avec l'équipe du laboratoire BOREA. A chaque campagne, six parpaings ont été prélevés, sélectionnés de manière aléatoire sur la face supérieure des récifs, à l'aide d'un filet planctonique (500 µm). Chaque parpaing a été conservé individuellement dans des bassins oxygénés dans un premier temps (pour effectuer les mesures de production primaire). Les parpaings ont ensuite été coupés en deux pour effectuer les identifications suivantes :

- Pour l'identification des macro-algues, les parpaings ont été conservés à -20°C (Vivier, 2021).
- Pour la macrofaune benthique, ceux-ci ont été conservés dans de l'éthanol à 70%. Les parpaings ont ensuite été grattés puis sous loupe binoculaire puis au microscope, les espèces ont été dénombrées et identifiées au plus haut niveau taxonomique nécessaire pour les classer dans des groupes trophiques.

Les biomasses ont été réalisées selon la méthode précédemment décrite.

3-Les données issues de campagnes de comptage en plongée sous-marine (poissons et macro-décapodes)

Les biomasses des poissons et macro-décapodes sont issues de trois campagnes de comptage en plongée sous-marine réalisées en août 2017, 2019 et en juillet 2021 par le bureau d'étude SINAY (Chevallier & Leroy, 2017, 2019) et le laboratoire BOREA. Les trois sites de RA ont été visités à raison d'un comptage par site. Les protocoles de comptage suivis sont identiques à ceux précédemment décrits pour les modèles de Capbreton. Les biomasses ont été calculées selon la méthode précédemment décrite. Lors des comptages en plongée sous-marine, aucun céphalopode n'a été identifié.

4-Les données issues de la bibliographie

Données pour le modèle Avant implantation de RA (BAR)

Aucun recensement de la **faune marine mobile** (poissons et céphalopodes) n'a été effectué avant l'implantation des RA. De plus, les campagnes océanographiques ne référencent pas de points de prélèvements dans la zone d'étude. Le site de Cherbourg étant un milieu semi-fermé, les données de ces campagnes océanographiques réalisées en milieu ouvert ne peuvent être utilisées

directement. En effet, après avoir effectué un test, il s'avère que les valeurs extraites de ces campagnes hors rade sont trop élevées par rapport à la faune réellement présente sur zone, observée lors des comptages après implantation de RA. Il a donc été choisi d'appliquer un pourcentage de -30% aux valeurs *in situ* de plongée, des biomasses de poissons et macro-décapodes. Ce taux est basé sur des résultats d'une étude menée en Chine qui a estimé que la biomasse des poissons augmenterait de 30% avec l'immersion de RA (Pitcher *et al.*, 2002).

Données pour le modèle Avant et Après implantation de RA

Pour les mêmes raisons qu'évoquées pour les modèles de Capbreton, les données de prédateurs supérieurs et des compartiments de bas niveaux trophiques sont identiques pour les deux modèles avant et après immersion de RA.

Le site de Cherbourg étant un milieu semi-fermé, nous n'avons pas pu utiliser les données des campagnes océanographiques pour le modèle avant implantation de RA. De ce fait, nous avons choisi d'appliquer un ratio « prédateurs supérieurs-poissons » à partir des données des espèces du large puis comparées aux biomasses *in situ* des poissons pour établir les biomasses de prédateurs supérieurs sur notre site d'étude. Nous détaillons ci-après comment nous avons établi ce ratio.

Les **densités des prédateurs supérieurs** (mammifères marins et oiseaux) proviennent des campagnes de Suivi Aérien de la Mégafaune Marine (SAMM) en France métropolitaine réalisées en hiver 2011 (novembre à février) et été 2012 (mai à août) sur l'ensemble de la Manche (Pettex *et al.*, 2014 ; Laran *et al.*, 2017). Les densités utilisées correspondent uniquement à celles du plateau continental (26 682 km²). Les biomasses ont été calculées à partir de ces densités et des estimations de poids moyen de chaque espèce. Elles ont servi à établir les données de biomasses des prédateurs supérieurs du ratio « prédateurs supérieurs-poissons ». Les sources de données de poids moyen, de régime alimentaire, P/B et Q/B par espèce sont les mêmes qu'utilisées pour le modèle de Capbreton.

Les **biomasses des poissons**, du ratio prédateurs supérieurs-poissons, sont issues des campagnes annuelles de chalutage de fond Channel Ground Fish Survey (CGFS) menées par l'IFREMER depuis 1988 sur la Manche-Est pour estimer le recrutement et l'abondance des principales espèces halieutiques démersales (Le Roy *et al.*, 1988 ; Baudrier *et al.*, 2018). Le matériel utilisé est un chalut à Grande Ouverture Verticale. Les données utilisées couvrent les périodes de 2012-2015. Les traits de chalut sélectionnés sont localisés sur la zone dite de peuplement du large, similaires aux peuplements de la zone d'étude (Carpentier, 2009). Les biomasses ont été calculées à partir des données de capture rapportées à la surface balayée par les traits de chaluts, donnant ainsi une valeur moyenne de biomasse sur les trois années considérées par espèces. Les données de poids frais ont ensuite été converties directement en Carbone en utilisant les facteurs précédemment cités. Les données de régime alimentaire, P/B et Q/B sont issues de (Mackinson & Daskalov, 2007 ; Lobry *et al.*, 2008 ; Carpentier *et al.*, 2009 ; Pezy, 2017 ; Raoux, 2017).

A partir de ce **ratio de biomasse « prédateurs supérieurs-poissons »** des espèces du large et des biomasses des poissons *in situ*, nous avons pu définir la **biomasse des prédateurs supérieurs** (mammifères marins et oiseaux) des modèles.

De la même manière, nous avons utilisé un **ratio des biomasses céphalopodes/poissons** pour estimer la biomasse de céphalopode pour le modèle après implantation.

Les **données de méiofaune** utilisées correspondent aux estimations réalisées en baie de Saint-Brieuc (Bodin *et al.*, 1989). Les valeurs de P/B et Q/B, quant à elles, sont tirées d'une simulation en Baie de Morlaix (Chardy et Dauvin, 1992).

Les **données de biomasse de zooplancton** proviennent d'une modélisation du réseau trophique menée en Manche orientale par Garcia (2010), celles de **phytoplancton** du réseau de surveillance REPHY mené par l'Ifremer (Belin *et al.*, 2021) et celles des **bactéries et détritiques** de simulations menées en Baie de Saint-Brieuc (Chardy et Dauvin, 1992). Les données de P/B, Q/B et du régime alimentaire proviennent de la modélisation menée sur la Manche orientale par Garcia (2010).

Les sources des données utilisées sont synthétisées dans le Tableau 31.

Tableau 31 : Sources bibliographiques dans les publications scientifiques de référence des modèles réalisés sur le site de Cherbourg

Cherbourg	Modèle BAR	Modèle AAR	P/B et Q/B	Régime alimentaire
	Biomasse	Biomasse		
Oiseau plongeur	Ratio prédateur supérieur/poisson (SAMM 1 et 2), Laran <i>et al.</i> , 2017 ; Pettex <i>et al.</i> , 2014)		Nelson, 1979 ; Christensen <i>et al.</i> , 2009 ; Spitz <i>et al.</i> , 2018 ; Trites <i>et al.</i> , 1999 ; Nilsson and Nilsson, 1976	Thompson <i>et al.</i> 1999 ; Hamer <i>et al.</i> , 2000
Oiseau de surface				Shamoun-Baranes and Camphuysen 2013 ; Thompson <i>et al.</i> 1999 ; Bustnes <i>et al.</i> , 2010
Mammifère marin				Spitz <i>et al.</i> , 2008 ; Pierrepont J. F <i>et al.</i> , 2003
Céphalopode benthopélagique	Ratio prédateur supérieur/poisson (Campagne CGFS), Baudrier <i>et al.</i> , 2018			
Céphalopode benthique				
Gadidae	Ratio de -30% par rapport aux biomasses AAR	Campagne SINAY (Chevallier & Leroy, 2017, 2019) et Borea		Carpentier <i>et al.</i> 2009
Poisson piscivore				Lobry, <i>et al.</i> 2008
Poisson benthivore				Mackinson and Daskalov, 2007, Pezy, 2017, Raoux, 2017
Labridae				
Sparidae				
Poisson plat				
Poisson planctivore				
Macro-décapode				
Macrofaune benthique prédatrice	Baux <i>et al.</i> , 2017	Prélèvements en collaboration avec Borea	Garcia, 2010 ; Pezy, 2017	Garcia, 2010
Macrofaune benthique, nécrophage/omnivore				
Macrofaune benthique suspensivore				
Macrofaune benthique déposivore de surface				
Macrofaune benthique déposivore de subsurface				
Macrofaune benthique brouteuse				
Macro-algue	Vivier, 2021		Vivier, 2021	
Méiofaune	Bodin <i>et al.</i> 1989		Chardy & Dauvin, 1992	
Zooplancton	Garcia, 2010		Garcia, 2010	
Bactérie	Chardy & Dauvin, 1992		Garcia, 2010	
Phytoplancton	REPHY - (1992 à 2017)		Garcia, 2010	
Détritus	Baux <i>et al.</i> , 2017		Garcia, 2010	

1.3. L'étape d'équilibrage : ajustement des données pour une cohérence trophique

Pour assurer une **cohérence trophique** des modèles et la **conservation des masses** (hypothèse de modélisation), les données d'entrées telles que les biomasses, les régimes alimentaires ont été examinées avec précision. Si la valeur d'efficacité trophique d'un groupe trophique est supérieure à 1, cela signifie que la consommation de ce groupe trophique est trop forte et que l'équilibre des masses n'est donc pas respecté.

Certaines espèces se nourrissent de plusieurs groupes trophiques et en fonction de la disponibilité de leur proie modifie légèrement leur comportement alimentaire. En utilisant la bibliographie, les données de régime alimentaire ont été adaptées à la disponibilité des ressources au sein des réseaux modélisés. Cette étape d'équilibrage s'est faite de manière descendante, commençant par des modifications sur les groupes trophiques des prédateurs supérieurs jusqu'aux niveaux trophiques inférieurs. L'équilibrage a été effectué en tenant compte de la qualité des sources des données.

Pour les modèles de Capbreton, en raison d'un manque de données, la biomasse de certains groupes de poissons a été estimée par le modèle après avoir fixé leur efficacité écotrophique à 0,95 (Christensen & Walters, 2004). De même, la biomasse des macro-décapodes et des suspensivores a été estimée par Ecopath à l'aide d'une EE de 0,95. La cohérence des modèles a été vérifiée avec l'outil Ecopath PREBAL (Link, 2010).

Pour les modèles de Cherbourg, les biomasses des groupes trophiques des piscivores, planctivores, poissons plats, macro-décapodes et zooplancton ont été estimées par le modèle après avoir fixé leur efficacité écotrophique entre 0,6 et 0,9. La cohérence des modèles a été vérifiée avec l'outil Ecopath PREBAL (Link, 2010).

1.4. Analyse des données sous l'angle des ENA

L'analyse des modèles écosystémiques de réseaux trophiques permet de calculer des indicateurs issues de l'« **Ecological Network Analysis (ENA)** » (Ulanowicz, 1980). La sélection des indicateurs ENA, décrits ci-après, est basée sur des études mettant en évidence la capacité de ces indicateurs à détecter des modifications structurelles et fonctionnelles dans les écosystèmes (Fath *et al.*, 2019 ; Safi *et al.*, 2019). En analysant le fonctionnement et la structure des écosystèmes, l'ENA fournit des indicateurs holistiques pour évaluer l'impact des activités humaines ou l'efficacité des mesures de gestion (Valls *et al.*, 2012 ; Prato *et al.*, 2014 ; Guan *et al.*, 2016 ; Heymans *et al.*, 2016 ; Pezy *et al.*, 2017 ; Raoux *et al.*, 2017 ; Hermosillo-Núñez *et al.*, 2018 ; Wang *et al.*, 2019 ; Xu *et al.*, 2019). L'étude actuelle s'inscrit dans ce courant, avec la volonté de mettre en évidence les effets des immersions des RA sur l'écosystème.

Plusieurs indicateurs sont utilisés et serviront pour décrire la structure et le fonctionnement des modèles :

- **Le flux total du système** (T...) est la somme des flux du modèle. Cet indicateur quantifie l'activité totale de flux au sein de réseau trophique (Latham, 2006);
- **L'indice d'omnivorie** (SOI) est la variance entre les différents niveaux trophiques du système pour un groupe trophique de proies données (Libralato, 2013). Plus la valeur est

proche de zéro, plus le régime alimentaire est spécifié et les groupes trophiques sont très dépendants les uns des autres (Christensen *et al.*, 2009) ;

- L'**indice de recyclage** (FCI) représente la proportion de flux recyclé dans le système par rapport au flux total du système (Finn, 1976). Il reflète la complexité du système. Selon Raoux (2017), le FCI pourrait être également un indicateur de détection du stress des écosystèmes ;
- L'**ascendance** (A) quantifie à la fois l'activité totale du système et son degré d'organisation (Ulanowicz & Abarca-Arenas, 1997). Cet indicateur mesure la maturité du système (Ulanowicz, 1980);
- Le **rapport production/respiration** (PPt/R), est le ratio entre l'énergie utilisée pour la production de biomasse et celle consommée pour le fonctionnement du système. Il s'agit d'un équilibre d'énergie entre la production et la consommation (Odum, 1969). Lorsqu'un système est jeune, ce ratio va être élevé, la production va être privilégiée par rapport à la respiration, il y aura accumulation de biomasse dans le système. A l'inverse, lorsque celui-ci est dit mature, le système a suffisamment accumulé de biomasse et se concentre à maintenir le système, le ratio tend vers 1. Lorsque le système est en souffrance (pollution) le ratio est inférieur à 1 ;
- Le **rapport production primaire totale /biomasse** (PPT/B), tout comme PPt/R, ce ratio est dépendant de la maturité du système. Plus le système devient mature, plus le ratio diminue (Christensen *et al.*, 2009) ;
- Le **rapport biomasse totale du système/flux du système** (B/T). A l'inverse des deux précédents ratios, la biomasse totale du système par rapport aux flux d'énergie augmente avec la maturité du système (Christensen *et al.*, 2005) ;

A partir de ces indicateurs, il est possible de faire ressortir les propriétés dites émergentes du système, autrement dit des propriétés qui ne sont pas directement déductibles à la lecture du réseau trophique. La modélisation du réseau trophique permet de représenter les interactions entre tous les groupes trophiques composant l'écosystème qui se développe sur les RA. A travers une analyse de réseaux, il est possible de mesurer ces indicateurs qui permettent de caractériser la structure et le fonctionnement global de l'écosystème formé.

2. La structure des réseaux trophiques des récifs artificiels

La description des réseaux trophiques avant et après implantation de RA à l'aide des indicateurs écologiques permet d'identifier les modifications structurelles et fonctionnelles engendrées par les immersions de RA.

2.1. Description structurelle des modèles de Capbreton

Les réseaux trophiques avant et après immersion de RA sont représentés par les flux de biomasse liés aux régimes alimentaires de chaque groupe trophique (Figure 73 ; Figure 74).

Partie 2 : Approche socio-écologique du fonctionnement des récifs artificiels : évolution de la mobilisation des humains et non-humains

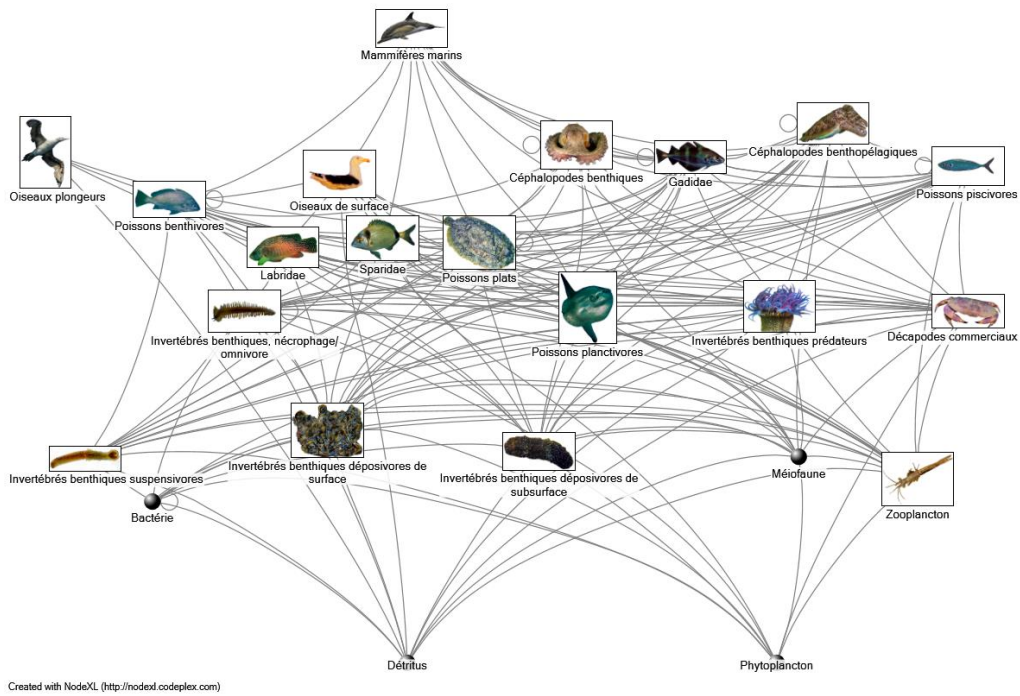


Figure 73: Représentation du réseau trophique du site de Capbreton avant implantation de RA (ALR@Celestrino)

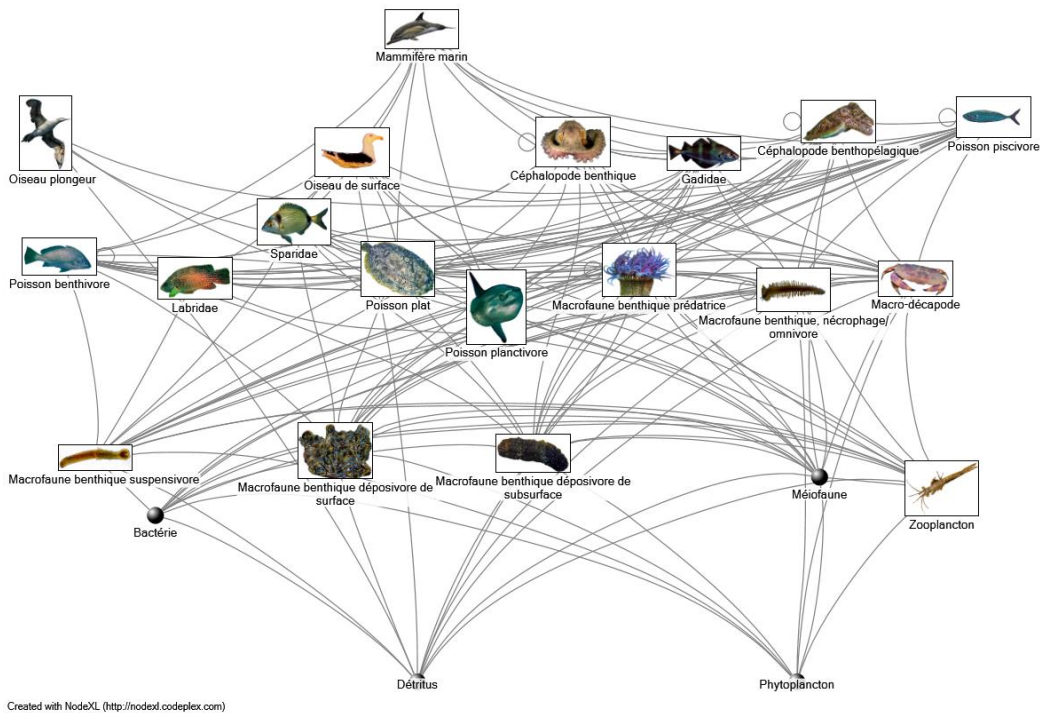


Figure 74 : Représentation du réseau trophique du site de Capbreton après implantation de RA (ALR@Celestrino)

Les modifications engendrées par l'immersion de RA sont difficilement décelables à partir de ces représentations. C'est pourquoi nous allons utiliser les indicateurs écologiques tels que la biomasse, les niveaux trophiques et les ENA pour les décrire.

2.1.1. *Les biomasses et les variations de la composition faunistique*

L'analyse des biomasses consiste à comparer les biomasses des groupes trophiques entre les deux modèles réalisés, avant et après implantation de RA. Cette comparaison permet de déterminer les changements structurels de l'écosystème intervenus lors de l'implantation de RA.

En comparant les biomasses des différents groupes trophiques des modèles du site d'étude de Capbreton, les résultats montrent qu'avant l'immersion des RA, le **phytoplancton est le groupe trophique dominant**, représentant 28% de la biomasse totale vivante du système (Tableau 32). Les autres principaux groupes du système sont la macrofaune benthique de type nécrophages/omnivores et les bactéries, qui représentent 17% et 8% respectivement de la biomasse totale vivante (Tableau 32).

Après l'immersion de RA, le **phytoplancton reste le groupe trophique dominant**, suivi de la macrofaune benthique suspensivore (principalement composés des balanes, *Balanus* spp) et des espèces prédatrices (principalement composées du gastéropode *Natica*), qui représentent 22%, 19% et 10% de la biomasse totale vivante (Tableau 32). Les résultats montrent que la biomasse totale vivante est plus élevée après l'installation de RA. En effet, la biomasse globale a augmenté de 28% après l'installation des trois RA de la concession Capbreton.

Les GT dont la **biomasse augmente** le plus sont les **Labridés, les poissons benthiques et les poissons plats**, qui augmentent d'un facteur de 10, 7 et 3, après l'installation des RA. Le groupe des Labridés est principalement constitué de la vieille commune (*Labrus bergyllia* Ascanius, 1767), les poissons benthivores sont principalement composés d'ombrine bronze (*Umbrina canariensis* Valenciennes, 1843) et les poissons plats de sole (*Solea solea* Linnaeus, 1758). L'augmentation de la biomasse de ces groupes trophiques supérieurs s'explique par l'augmentation de la disponibilité de leur nourriture sur les RA à savoir notamment une plus grande disponibilité des macro-décapodes (augmentation d'un facteur 5) et de la macrofaune benthique suspensivore (augmentation d'un facteur 4).

Tableau 32 : Caractéristiques des réseaux trophiques du site de Capbreton (Biomasse en gC.m⁻², P/B en Year⁻¹, Q/B en Year⁻¹ et en gras les valeurs calculées par le modèle)

Capbreton	Biomasse		Niveau trophique		P/B		Q/B	
Groupe Trophique	BAR modèle	AAR modèle	BAR modèle	AAR modèle	BAR modèle	AAR modèle	BAR modèle	AAR modèle
Oiseau plongeur	0,0001	0,0001	4,06	4,11	0,09	0,09	70,4	70,4
Oiseau de surface	0,0001	0,0001	3,93	3,94	0,09	0,09	74,94	74,94
Mammifère marin	0,0018	0,0018	4,85	4,83	0,08	0,08	42,5	42,5
Céphalopode benthopélagique	0,0096	0,0037	4,31	4,17	2,71	2,71	14,54	14,54
Céphalopode benthique	0,0240	0,0371	4,10	4,06	3,5	3,5	15	15
Gadidae	0,0487	0,0409	4,03	4,00	0,75	0,75	5,1	5,1
Poisson piscivore	0,1758	0,3065	3,98	4,20	0,6	0,55	5,9	4,1
Poisson benthivore	0,0246	0,1705	3,78	3,43	0,93	1,17	7,71	3,96
Labridae	3,9 x 10 ⁻⁶	4x 10 ⁻⁵	3,51	3,31	1,3	1,3	10,38	10,38
Sparidae	0,0263	0,0089	3,56	3,62	0,55	1,38	2,45	6,05
Poisson plat	0,0208	0,0672	3,53	3,36	0,78	0,88	3,01	3,28
Poisson planctivore	0,2231	0,2670	3,15	3,15	1,09	1,092	7,73	7,73
Macro-décapode	0,0322	0,1543	3,13	3,12	1,18	1,01	5,9	5,05
Macrofaune benthique prédatrice	0,2920	0,6161	3,16	3,22	2,35	2,1	11,75	10,5
Macrofaune benthique, nécrophage/omnivore	0,8228	0,2827	3,14	3,20	0,55	0,66	2,75	3,3
Macrofaune benthique suspensivore	0,3073	1,2196	2,28	2,32	2,46	2,8	9,84	11,2
Macrofaune benthique dépositivore de surface	0,2690	0,3366	2,44	2,36	2,8	3,11	14	15,55
Macrofaune benthique dépositivore de subsurface	0,2883	0,4126	2,22	2,22	3,12	2,6	15,6	13
Méiofaune	0,2642	0,2642	2,29	2,21	15	15	60	60
Zooplancton	0,3600	0,3600	2,15	2,15	11	11	52,38	52,38
Bactérie	0,3940	0,3940	2,02	2,02	115	125	230	250
Phytoplancton	1,3800	1,3800	1	1	61,2	61,2		
Détritus	2,8467	2,8467	1	1				

2.1.2. Les modifications des niveaux trophiques

Dans les deux modèles (BAR et AAR), les niveaux trophiques (TL) des groupes trophiques varient de 1 pour les producteurs primaires et les détritus à un maximum de 4,8 pour les mammifères marins qui sont donc considérés comme les principaux prédateurs supérieurs dans la région (Tableau 33).

Tableau 33 : Proportions de biomasses par niveaux trophiques (TL) pour les modèles de Capbreton

Niveau trophique	Capbreton BAR	Capbreton AAR
TL 1	54%	46%
TL 2	23%	29%
TL 3	16%	18%
>TL 4	8%	7%

Le premier niveau trophique se compose de deux groupes (producteurs primaires et détritus, imposés par la construction du modèle) qui représente 54% et 46% de la biomasse totale dans les modèles BAR et AAR. Le niveau trophique secondaire est composé de six groupes trophiques (bactéries, zooplancton, méiofaune, macrofaune benthique dépositives de surface et de sub-surface et suspensives) qui représentent 24% et 29% de la biomasse totale dans les modèles BAR et AAR. Le niveau trophique tertiaire regroupe la majeure partie des groupes trophiques des poissons (les poissons plats, les benthivores, les planctivores, les Labridae et les Sparidae). Il est composé de neuf groupes fonctionnels, représentant 16% et 18% de la biomasse totale pour les modèles BAR et AAR. Enfin, le niveau quaternaire est composé de cinq groupes trophiques dans le modèle BAR et de sept groupes trophiques dans le modèle AAR. Ce niveau correspond aux principaux prédateurs supérieurs et ne représente que 8% et 7% de la biomasse totale dans les modèles BAR et AAR. Le niveau trophique primaire est celui qui contribue le plus à la biomasse totale dans les deux modèles.

2.1.3. Les indicateurs de l'ENA

Les indicateurs ENA (Ecological Network Analysis) de l'activité totale de l'écosystème mesurée comme la somme de tous les flux (T.) et l'ascendance (A) augmentent entre les deux périodes de 9% et 16% (Tableau 34).

Tableau 34 : Indicateurs écologiques des modèles des réseaux trophiques de Capbreton (Total System Throughput (T., gC.m⁻². Year⁻¹); Ascendance (A, gC.m⁻².Year⁻¹); Indice d'Omnivorie (SOI,%); Recyclage (FCI,%); Biomasse totale (Bt, gC.m⁻²); ratios Production Primaire / Respiration totale du système (PPt/R, Sans unité); Biomasse totale du système / Activité totale du système (B/T, Year⁻¹) ratios Production primaire /Biomasse totale (PPt/B, Sans unité))

Indicateur ENA	Capbreton modèle BAR	Capbreton modèle AAR
T.	379	413
A	401	465
SOI	0,36	0,302
FCI	13	13
Bt	5	6,33
PPt/R	1,5	1,2
B/T...	0,013	0,015
PPt/B	17,01	13,35

L'indice d'omnivorie du système (SOI) et l'indice de Finn (FCI) restent, quant à eux, stables entre les deux périodes. En ce qui concerne les autres indicateurs de l'écosystème, les résultats montrent que (Tableau 34) :

- le PPt/R diminue de 20% entre le modèle BAR et le modèle AAR,
- le PPt/B diminue de 22% entre le modèle BAR et le modèle AAR,
- la B/T augmente de 15% entre le modèle BAR et le modèle AAR.

2.2. Description structurelle des modèles de Cherbourg

Les réseaux trophiques avant et après immersion de RA sont représentés par les flux de biomasses liés aux régimes alimentaires de chaque groupe trophique (Figure 75 ; Figure 76). Tout comme pour les modèles de Capbreton, les modifications engendrées par l'immersion de RA sont difficilement décelables à partir de ces représentations. C'est pourquoi nous allons utiliser les indicateurs écologiques tels que la biomasse, les niveaux trophiques et les ENA pour les décrire.

Partie 2 : Approche socio-écologique du fonctionnement des récifs artificiels : évolution de la mobilisation des humains et non-humains

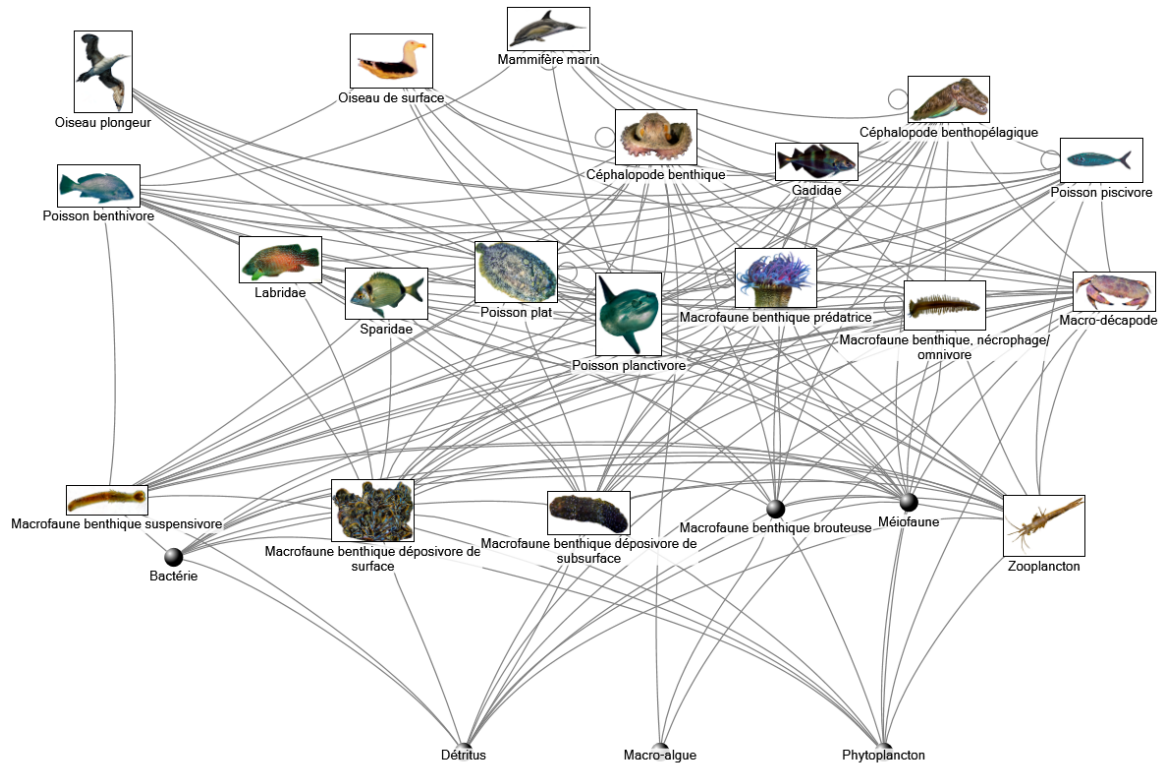


Figure 75 : Représentation du réseau trophique du site de Cherbourg avant implantation de RA (ALR©Celestrino)

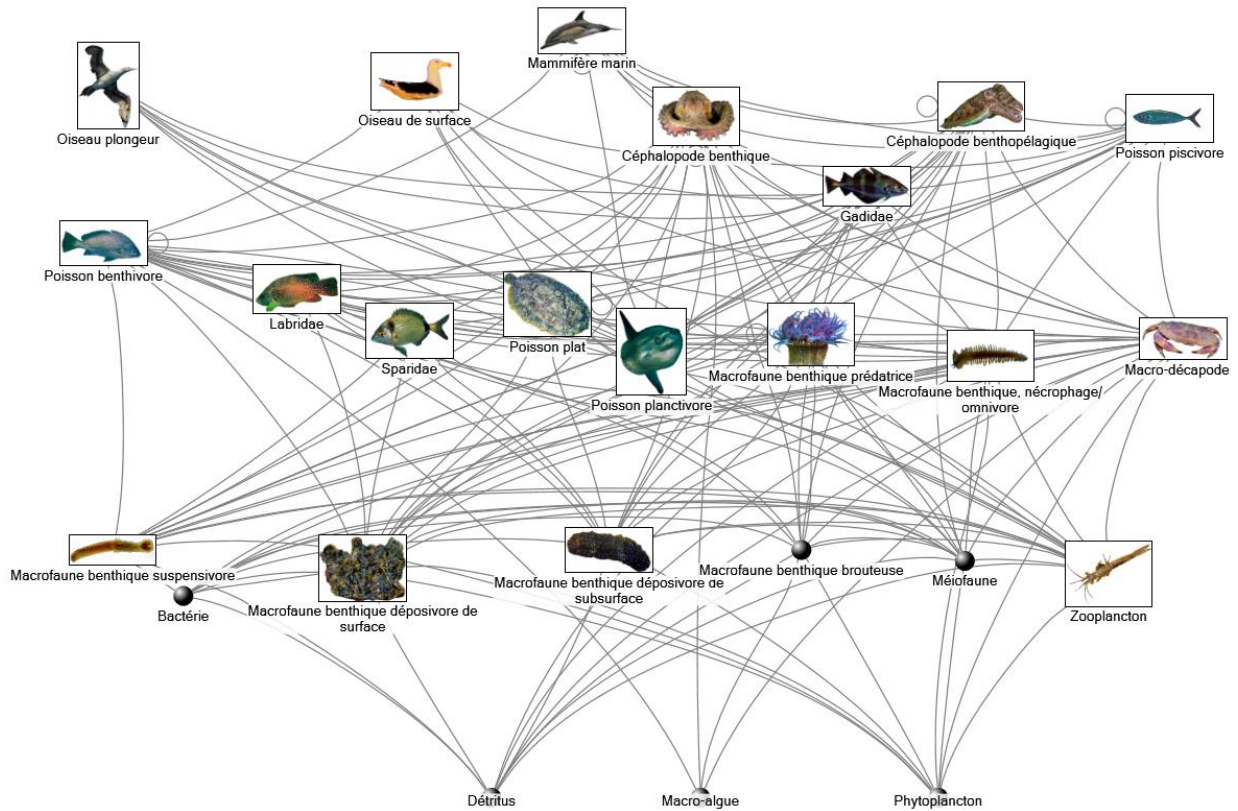


Figure 76 : Représentation du réseau trophique du site de Cherbourg après implantation de RA (ALR©Celestrino)

2.2.1. *Les biomasses et les variations de la composition faunistique*

En comparant les biomasses des différents groupes trophiques des modèles du site d'étude de Cherbourg, les résultats montrent qu'avant l'installation des RA, la macrofaune benthique déposévore de surface est le groupe trophique dominant, représentant 26% de la biomasse totale vivante du système (Tableau 35). Les autres principaux groupes du système sont la macrofaune benthique de type déposévore de sub-surface (13%) et nécrophages/omnivores (12%).

Après l'immersion de RA, les **macro-algues deviennent un des groupes trophiques dominant** représentant 10% de la biomasse totale vivante du système. Les résultats montrent que la biomasse totale vivante est plus élevée après l'immersion de RA. En effet, la biomasse globale augmente de 4%.

Cette augmentation est principalement due à l'apport des macro-algues qui augmentent d'un facteur de $6,2 \cdot 10^4$ après l'installation des RA. Ces macro-algues sont de types rhodophycée, c'est-à-dire des algues rouges. Le groupe des macro-décapodes, bien qu'ayant une biomasse faible, augmente tout de même d'un facteur 10. Ce groupe est constitué d'araignées de mer (*Maja squinado* Herbst, 1788), d'étrilles (*Necora puber* Linnaeus, 1767), d'homard (*Homarus gammarus* Linnaeus, 1758) et de tourteau (*Cancer pagurus* Linnaeus, 1758). L'augmentation de ce groupe trophique pourrait s'expliquer par l'augmentation de la disponibilité de leur nourriture sur les RA à savoir notamment la macrofaune benthique prédatrice (augmentation de 2%).

Tableau 35 : Caractéristiques structurelles des réseaux trophiques du site de Cherbourg (Biomasse en gC.m⁻², P/B en Year⁻¹, Q/B en Year⁻¹ et en gras les valeurs calculées par le modèle)

Cherbourg Groupe Trophique	Biomasse		Niveau trophique		P/B		Q/B	
	BAR modèle	AAR modèle	BAR modèle	AAR modèle	BAR modèle	AAR modèle	BAR modèle	AAR modèle
Oiseau plongeur	0,00001	0,00001	4,30	4,33	0,09	0,09	25,16	25,16
Oiseau de surface	0,00001	0,00001	4,35	4,35	0,09	0,09	39,84	39,84
Mammifère marin	0,00006	0,00006	4,64	4,72	0,08	0,08	23,83	23,83
Céphalopode benthopélagique	0,00008	0,00008	4,17	4,23	2,80	2,80	15,00	15,00
Céphalopode benthique	0,00002	0,00002	3,99	4,19	3,50	3,50	15,00	15,00
Gadidae	0,00001	0,00001	3,91	3,87	1,72	1,72	5,87	5,85
Poisson piscivore	0,00088	0,00106	3,88	4,18	0,41	0,67	3,50	3,80
Poisson benthivore	0,00194	0,00253	3,76	3,61	0,46	1,30	2,77	8,65
Labridae	0,00013	0,00017	3,41	3,40	1,30	1,32	10,38	10,38
Sparidae	0,00005	0,00007	3,25	3,21	0,55	0,55	2,54	2,54
Poisson plat	0,00015	0,00015	3,35	3,33	0,58	0,58	4,50	4,50
Poisson planctivore	0,00091	0,00109	3,15	3,10	1,68	1,68	6,33	6,33
Macro-décapode	0,00003	0,00039	3,21	3,17	1,18	1,18	5,90	5,90
Macrofaune benthique prédatrice	0,55621	0,56546	3,16	3,19	2,26	2,22	11,30	11,10
Macrofaune benthique, nécrophage/omnivore	0,70462	0,70541	3,22	3,10	0,67	0,67	3,35	3,35
Macrofaune benthique suspensivore	0,34623	0,35331	2,27	2,21	2,83	2,83	11,32	11,32
Macrofaune benthique dépositivore de surface	1,51674	1,51713	2,22	2,21	2,00	2,08	10,00	10,40
Macrofaune benthique dépositivore de subsurface	0,74343	0,74565	2,22	2,21	2,20	2,24	11,00	11,20
Macrofaune benthique brouteuse	0,00086	0,00092	2,21	2,21	3,00	3,00	15,00	15,00
Macro-algue	0,00001	0,621	1,00	1,00	28,65	28,65	0,00	0,00
Méiofaune	0,42000	0,42000	2,26	2,16	15,00	15,00	60,00	60,00
Zooplankton	0,39724	0,39724	2,15	2,10	11,00	11,00	52,38	52,38
Bactérie	0,59000	0,59	2,00	2,00	100,00	100,00	200,00	200,00
Phytoplancton	0,60000	0,6	1,00	1,00	150,00	150,00		
Détritus	9,05000	9,05	1,00	1,00				

2.2.2. Les modifications des niveaux trophiques

Dans les deux modèles (BAR et AAR), les niveaux trophiques des groupes trophiques varient de 1 pour les producteurs primaires et les détritus à un maximum de 4,72 pour les mammifères marins. Le niveau trophique primaire (TL1) se compose de trois groupes (phytoplancton, macro-algues et

détritus) et représentant 65% et 91% de la biomasse totale vivante dans les modèles BAR et AAR (Tableau 36).

Tableau 36 : Proportion de biomasses par niveaux trophiques (TL) pour les modèles de Cherbourg

Niveau trophique	Cherbourg modèle BAR	Cherbourg modèle AAR
TL 1	65%	66%
TL 2	25%	24%
TL 3	9%	9%
TL 4	2%	1%

Le niveau trophique secondaire est composé de sept groupes trophiques (bactéries, zooplancton, méiofaune, macrofaune benthique dépositrice de surface et de sub-surface, brouteuse et suspensivore) représentant 25% et 24% de la biomasse totale vivante dans les modèles BAR et AAR. Le niveau trophique tertiaire regroupe la majeure partie des groupes trophiques des poissons (les poissons plats, les benthivores, les planctivores, les Labridae et les Sparidae). Il est composé de neuf groupes trophiques, représentant 9% de la biomasse totale vivante pour les modèles BAR et AAR. Enfin, le niveau quaternaire est composé de cinq groupes trophiques. Ce niveau correspond aux principaux prédateurs et ne représente que 2% et 1% de la biomasse totale dans les modèles BAR et AAR. Le niveau trophique primaire est celui qui contribue le plus à la biomasse totale dans les deux modèles.

2.2.3. Les indicateurs de l'ENA

Les indicateurs ENA de l'activité totale de l'écosystème (mesurée comme la somme de tous les flux, T..) et l'ascendance (A) augmentent entre les deux périodes de 13% et 25% après l'immersion des RA (Tableau 37).

Tableau 37 : Indicateurs écologiques des modèles des réseaux trophiques du site de Cherbourg (Total System Throughput (T.., gC.m⁻². Year⁻¹); Ascendance (A, gC.m⁻².Year⁻¹); Indice d'Omnivorie (SOI,%); Recyclage (FCI,%); Biomasse totale (Bt, gC.m⁻²); ratios Production Primaire / Respiration totale du système (PPt/R, Sans unité); Biomasse totale du système / Activité totale du système (B/T, Year⁻¹) ratios Production Primaire totale/Biomasse totale (PPt/B, Sans unité))

Indicateur écologique	Cherbourg modèle BAR	Cherbourg modèle AAR
T..	450,565	509,941
A	458	571,3
SOI	0,267	0,261
FCI	17,01	13,9
Bt	5,88	6,522
PPt/R	1,143	1,36
B/T..	0,013	0,013
PPt/B	15,307	16,528

Les résultats mettent en évidence une diminution de 18% de l'indice de Finn (FCI) et de 2% de l'indice d'omnivorie du système (SOI). En ce qui concerne les autres indicateurs, les résultats

montrent que les ratios PPt/R et PPt/B. augmentent entre les deux périodes et le ratio Bt/T est constant (Tableau 37).

3. Discussion sur les propriétés structurelles et fonctionnelles des réseaux trophiques, révélées par les indicateurs écologiques

Nous allons maintenant discuter les résultats obtenus des modélisations des réseaux trophiques afin d'identifier les indicateurs les plus pertinents pour comprendre les modifications structurelles et fonctionnelles engendrées par l'immersion de RA.

3.1. Limites de la modélisation

La modélisation écosystémique que nous avons choisie nécessite de nombreuses données d'ordre biologique sur chaque espèce composant les groupes trophiques ainsi que sur les relations proie-prédateurs. Le **régime alimentaire** est alors un paramètre déterminant. Pour les modèles réalisés, les données ont été sélectionnées au plus près des zones d'étude et se sont inspirées de modèles existants. Les régimes alimentaires sont fondés uniquement sur des données de la bibliographie. Les RA sont connus pour attirer une grande richesse spécifique de poissons qui pourraient potentiellement augmenter la production locale en se nourrissant sur les RA. Il est donc nécessaire d'étudier localement leur régime alimentaire pour préciser la part réelle d'espèces se nourrissant sur les RA. Pour se faire, des analyses isotopiques et des **analyses de contenu stomacaux** sur le court et long terme permettrait de confirmer les modèles réalisés (Bentorcha *et al.*, 2017).

La **difficulté et le coût pour rassembler toutes les données** nécessaires à la modélisation pourraient constituer un obstacle à l'application de l'approche trophique par les gestionnaires de RA. Prato *et al.* (2014) ont suggéré de mener une enquête préalable sur les données disponibles sur les groupes trophiques les plus importants et de concentrer les campagnes de terrain sur ces groupes et les variables les moins documentées. Ce **compromis** permet d'une part, de contribuer à **l'enrichissement de données locales** sur certains groupes et d'autre part, d'obtenir les **premiers résultats** des modélisations trophiques. Des analyses complémentaires plus ciblées pourraient être ensuite réalisées. Nous avons privilégié l'acquisition de données sur le terrain dans les limites du budget accordé et de la durée de l'étude. Ainsi, ces modèles ont été construits, en ciblant l'acquisition de données pour les groupes trophiques de macrofaune benthique. Cependant, les campagnes d'échantillonnage n'ont pu être réalisées que sur une année (deux saisons).

Les **indicateurs issus des ENA dépendent clairement de la structure du modèle** et la comparaison entre les modèles trophiques pourrait être hasardeuse (Christensen *et al.*, 2005 ; Prato, 2016 ; Fath *et al.*, 2019). Il s'agit de privilégier des comparaisons entre des modèles comportant le même nombre de groupes trophiques et une composition similaire. Des **modèles équivalents doivent être privilégiés** pour évaluer l'effet ou l'évolution d'installations anthropiques au sein de l'écosystème.

Par conséquent, ces modèles trophiques doivent être considérés comme une première approche écologique d'étude structurelle et fonctionnelle de systèmes avec RA.

3.2. La biomasse, un indicateur insuffisant pour comprendre les effets récifs

Les RA sont des structures dimensionnées pour imiter les récifs naturels en fournissant une surface supplémentaire favorable à l'installation de nouveaux producteurs primaires et secondaires (Bortone *et al.*, 2000). Par conséquent, l'augmentation de la biomasse des différents groupes trophiques (tous niveaux trophiques) peut être envisagée comme un indicateur de performance des RA (Taormina *et al.*, en révision).

3.2.1. Evolution de l'indicateur biomasse selon les différentes communautés trophiques

L'analyse de réseaux trophique permet de mesurer l'augmentation de la biomasse des deux principales communautés faunistiques des RA : la communauté de macrofaune benthique et la communauté ichtyologique.

La communauté de macrofaunes benthiques

Le déploiement de trois types de RA le long de la côte landaise et de 12 modules dans la rade de Cherbourg a créé de nouveaux substrats rocheux adaptés à l'installation de la faune sessile et favorisant leur développement au sein de l'écosystème, notamment la macrofaune benthique suspensivore (Cresson, 2013 ; Raoux, 2017). La présence de macrofaunes benthiques suspensivores et brouteuses sur les RA et sur les structures associées (éoliennes *offshore*s) est considérée comme essentielle pour transférer l'énergie de la colonne d'eau vers les macro-invertébrés puis vers les poissons (Bortone *et al.*, 2000 ; Degraer *et al.*, 2020). Leur dominance au sein des communautés benthiques sur ces structures artificielles a été démontrée dans le cadre de diverses études (Boaventura *et al.*, 2006 ; Cresson, 2013 ; Wetzel *et al.*, 2014). La prédominance des espèces suspensivores comme les balanes et les moules a été décrite comme la première étape de la colonisation des RA avant d'établir des communautés plus hétérogènes (Monteiro & Santos, 2000; Boaventura *et al.*, 2006 ; Cresson, 2013 ; Wetzel *et al.*, 2014 ; Degraer *et al.*, 2020). Il était alors attendu de retrouver cette prédominance au sein des communautés benthiques sur les RA de Capbreton et Cherbourg.

La communauté benthique du système BAR est principalement composée d'espèces benthiques **détritivores** (41% pour Capbreton) et **dépositivores** (39% pour Cherbourg) avec une faible proportion d'organismes suspensivores (16% et 9%). Dans le cas de Capbreton, avec le déploiement des RA, la biomasse totale du système augmente de 17%. Les organismes **suspensivores** deviennent la faune benthique **dominante** dans le système (62%). Ce résultat doit être nuancé par le fait que les biomasses des suspensivores ont été calculées par le modèle. Dans le cas de Cherbourg, la biomasse totale du système augmente de 688%. La forte augmentation de la biomasse totale du système de Cherbourg s'explique principalement par l'augmentation de la biomasse des macro-algues. Contrairement au modèle des Landes, il y a peu de modifications dans les proportions des différents groupes formant les communautés de macrofaune benthique. Ceci s'explique par une richesse faunistique du substrat initial que l'apport des RA n'a pour l'instant pas

réussi à modifier. En effet, ces RA ne sont implantés que depuis 5 ans contrairement à ceux des Landes qui sont immergés depuis 20 ans pour les plus anciens.

Concernant l'évolution de la biomasse de macrofaune benthique au sein du réseau trophique, les résultats montrent une augmentation plus importante sur le site de Capbreton (+50%) que sur celui de Cherbourg (1%). Cette différence pourrait s'expliquer par les caractéristiques environnementales avoisinantes des RA : le milieu environnant sur le site de Capbreton est naturellement pauvre, l'ajout de RA a permis d'augmenter fortement la biomasse de la macrofaune benthique et d'en influencer sa composition alors que sur Cherbourg, le milieu est originellement plus riche en macrofaune benthique de substrats durs et l'apport des RA a permis une augmentation modérée de biomasse de la macrofaune benthique. Cependant, la biomasse totale de macrofaune benthique après implantation de RA reste plus élevée sur Cherbourg que sur Capbreton (3,89 gC/m² contre 3,02 gC/m²).

La communauté ichtyologique

La faune benthique est la principale proie des poissons inféodés aux RA. À mesure que la biomasse de la faune benthique augmente, on s'attend à ce que les poissons se nourrissant sur les RA soient plus nombreux et, par effet trophique, contribuent à accroître la biomasse des RA (Fabi *et al.*, 2006). L'effet récif pourrait être alors déduit de l'augmentation de la biomasse de ces groupes trophiques. D'après les modélisations de réseaux trophiques sur les deux sites d'étude, les groupes trophiques de poissons prépondérants en termes de biomasse sont les **planctivores et les piscivores** pour les modèles de Capbreton et les poissons **benthivores** pour les modèles de Cherbourg. La proportion de poissons benthivores augmente avec l'implantation de RA jusqu'à atteindre 20% de la biomasse totale de poisson sur Capbreton et 50% sur Cherbourg.

La biomasse totale de poissons, quant à elle, augmente de 30% (fixée initialement sur Cherbourg) à **66% sur Capbreton**. Pour confirmer l'hypothèse que l'augmentation de biomasse des poissons est bien due à l'immersion de RA, des contenus stomacaux des espèces fréquentant les RA seraient nécessaires. En effet, certaines espèces de poissons ne se nourrissent pas de faune benthique ni d'autres poissons : c'est le cas des poissons planctivores. Ces espèces peuvent être attirées sur les RA par la présence de zooplancton même si ces derniers ne présentent pas d'affinité avec les RA (Cresson *et al.*, 2019).

Une étude semblable menée à Hong Kong simule l'effet des récifs sur l'augmentation de la biomasse des poissons (Pitcher *et al.*, 2002). En immergeant sur 2% de la surface d'une AMP des RA, ils estiment que la **biomasse des poissons augmenterait de 30%**, correspondant à une biomasse totale de 247 t. Sur le site de Capbreton, la surface d'emprise des RA représente 11% de la surface totale étudiée. Les résultats montrent que la biomasse des poissons augmente à plus de 67%, mais la biomasse totale ne représente que 460 kg.

Les structures des réseaux trophiques sont très différentes d'un site à l'autre. Ainsi, les indicateurs de biomasse ne sont donc pas suffisants pour faire émerger des propriétés structurelles et fonctionnelles des réseaux trophiques. Pour comprendre ces différences, il est nécessaire d'étudier les RA dans leur contexte environnemental. Plusieurs facteurs abiotiques et biotiques peuvent influencer sur la biomasse de poissons et d'épifaune (Abelson *et al.*, 2002 ; Baine, 2001 ; Granneman & Steele, 2015 ; Moschella *et al.*, 2005) :

- **facteurs abiotiques** notamment la forme, la taille, le volume, le relief, la rugosité, la composition du substrat, l'âge des récifs, l'hydrodynamisme, etc.,
- **facteurs biotiques** comme la densité de macro-algues, la densité des invertébrés, la proximité des récifs naturels, la dispersion larvaire, etc.

3.2.2. L'indicateur de biomasse influencé par des facteurs abiotiques et biotiques

A l'aide d'une analyse statistique, Vivier *et al.* (2021) ont montré que les facteurs abiotiques avaient une forte influence sur le processus et la **vitesse de colonisation** d'un RA et plus précisément le **niveau de complexité** de la structure. La complexité d'un module se réfère à sa forme, à sa rugosité, à sa porosité et à la plus grande des cavités qui le composent (Riera, 2020). Cet indicateur a été utilisé pour classer les modules en fonction de la faune ciblée. De manière générale, plus la structure est complexe, plus elle permet à une richesse spécifique et une quantité d'espèces de s'y installer. Deux parmi les quatre RA déployés sur les deux sites étudiés ont été caractérisés (Bouchard, 2018):

- 1- les buses Bonna sont décrites comme une structure de « boîte » avec de grandes ouvertures sur le dessus et de petites sur le côté. La surface spécifique déployée est décrite comme suffisante pour abriter la faune benthique sessile et les poissons démersaux. ;
- 2- le « Typi » est considéré comme un type de « cage » qui ne convient pas aux poissons démersaux, faute d'abri. La taille et le volume déployé sur la zone de Capbreton (102 m² et 830 m³) peuvent être trop petits pour augmenter suffisamment la biodiversité et la biomasse des poissons (Hackrad *et al.*, 2011).

Par conséquent, le site d'étude de Capbreton est formé d'un assemblage de RA adaptés et non-adaptés à la faune benthique et aux poissons démersaux.

Plusieurs études ont été menées sur des **éoliennes offshore** de type monopile qui agissent comme des RA et fournissent des substrats favorables à la colonisation des organismes suspensivores comme les moules (Degraer *et al.*, 2020 ; Perry & Heyman, 2020 ; Raoux *et al.*, 2017). Sur les fondations des éoliennes situées dans la mer Baltique, les **moules sont très abondantes** et leur biomasse représente plus de 97% de la biomasse totale de la faune benthique, d'où le terme de « mytilisation » utilisé (Maar *et al.*, 2009). Un arrangement faunistique différent a été observé sur les RA étudiés le long de la côte landaise et dans la rade de **Cherbourg où la biomasse des moules** est très faible et **représente moins de 1%** de la macrofaune benthique suspensivore. Cette différence pourrait s'expliquer par la différence de morphologie des deux structures ainsi qu'un contexte environnemental différent (Degraer *et al.*, 2020). Les RA sont des structures plus petites qui n'atteignent pas la surface et qui ont une faible influence sur la colonne d'eau (dans cette étude, la hauteur maximale des RA est de 2,6 m). De fait, les RA étudiés ne fournissent pas de supports adaptés à la colonisation de moules qui sont préférentiellement intertidales. Pour autant, des facteurs biotiques pourraient également expliquer ces différences de biomasses.

Les **facteurs biotiques** influent également sur la biomasse. En effet, la source et la dispersion des flux larvaires sont des facteurs importants à prendre en compte dans le processus de colonisation. Ces derniers sont dépendants de la proximité et de la présence d'autres substrats durs ainsi que des conditions hydrodynamiques locales (Svane & Petersen, 2001 ; Koeck *et al.*, 2011 ; De Bie *et al.*, 2012). On parle alors de colonisation par « effet tremplin ». En reprenant l'exemple précédent de

L'effet récif des éoliennes *offshores* de la mer baltique, on comprend que cette forte biomasse de moules est possible grâce à la présence et la proximité de nombreux bancs naturels de moules. Comme nous l'avons déjà souligné, le site de Capbreton se situe à 20 km d'un habitat rocheux naturel. Toutefois, les épaves et les infrastructures portuaires, à proximité de la zone étudiée, peuvent agir comme des habitats rocheux transitoires et assurer la connectivité et la dispersion larvaire entre les zones naturelles et artificielles ou entre zones artificielles (Pastor, 2008).

Le **contexte environnemental, comme l'hydrodynamisme local** peut également avoir des influences positives ou négatives sur la biomasse des RA. Le site de Capbreton est soumis à un phénomène local *d'up-welling* favorisant l'apport de matière organique mais aussi des phénomènes de tempêtes qui endommagent les récifs en abrasant la faune fixée (Hylkema *et al.*, 2020). Le site de Cherbourg, quant à lui, est à proximité de zones rocheuses naturelles et artificielles et est soumis à un phénomène *d'out-welling* qui exporte la production primaire à l'extérieur de la rade (Santos *et al.*, 2021).

Tous ces facteurs abiotiques et biotiques ont une influence à l'échelle du RA ou à l'échelle du site sur la biomasse des RA. Ils permettent d'expliquer les différences mesurées par l'indicateur de biomasse.

3.3. L'influence de la production primaire sur le fonctionnement du réseau trophique

Sur les deux sites de RA étudiés, des **macro-algues** ont été identifiées. Leur présence et biomasse est toutefois insignifiante sur le site de Capbreton et n'a donc pas été intégrée au modèle trophique. A l'inverse, sur le **site de Cherbourg**, les conditions environnementales sont réunies pour favoriser leur implantation et leur **biomasse représente 3,2%** de la biomasse totale vivante du système. D'une manière générale, les macro-algues sont principalement installées sur les côtes rocheuses car elles ont besoin d'un substrat dur pour se fixer et de lumière pour se développer (Macreadie *et al.*, 2017). Trois types de macro-algues sont présents sur Cherbourg Ulvophyceae (0,0034% de la biomasse des macro-algues), les Phaeophyceae (4%) et les Rhodophyceae (96%) (Vivier, 2021). Les macro-algues forment un habitat reconnu comme étant très productif. Leur cycle de production est rapide et prolifique. Elles participent ainsi à un apport de biomasse conséquent dans l'écosystème qui sert aux bactéries, aux détritivores et aux espèces benthiques (Smale *et al.*, 2020). Ceci confirme les valeurs de production primaire totale sur les RA de Cherbourg, qui est de **108 gC/m²/an**. Cette valeur est **plus importante (augmentation 19%)** qu'avant implantation de RA où la biomasse de macro-algue était très faible (représentant moins de 1% de la biomasse totale vivante). Comparer à d'autres études réalisées sur les macro-algues, cette valeur reste inférieure aux valeurs référencées qui varient entre 300 et 1 300 gC/m²/an (Kraufvelin, 2010 ; Pessarrodona *et al.*, 2021).

Les macro-algues sont autotrophes (Gattuso *et al.*, 1998). La biomasse produite est consommée principalement par la macrofaune benthique brouteurs et les poissons fourrages. Dans le cas d'une forte production, celle-ci crée une biomasse qui peut **s'accumuler ou être exportée** (Kraufvelin *et al.*, 2010). Cette exportation est dépendante des facultés de flottabilité des macro-algues et des conditions hydrodynamiques du milieu. Ce phénomène, aussi nommé *out-welling*, contribue à déplacer les stocks de carbone vers les grandes profondeurs du large. Pour les macro-algues, le taux

d'exportation de la biomasse a été estimée entre 40 et 80% (Santos *et al.*, 2021). La biomasse restante, non consommée, est recyclée en détritux (Smale *et al.*, 2010). Ces paramètres ont été appliqués au modèle de Cherbourg AAR (80% export, 20% détritux). En effet, les consommateurs de macro-algues sont peu nombreux sur les RA, en dehors des invertébrés benthiques brouteurs (<1% de la biomasse totale), aucun poisson de fourrage n'a été recensé.

La forte production de macro-algues a une **influence directe sur les indicateurs ENA** de PPt/B (Production Primaire totale sur la Biomasse totale), PPt/R (production primaire totale sur la respiration), B/T (Biomasse totale sur la somme des flux dans le système) et de Bt (Biomasse totale). Ces indicateurs ont augmenté avec l'immersion des RA et la colonisation par les macro-algues. **L'export des macro-algues par le phénomène d'*out-welling* diminue également la proportion de recyclage possible au sein du système.** Cette propriété est mesurée par la FCI. Pour le site de Capbreton, la valeur de la FCI reste inchangée après l'immersion de RA. Ainsi, la stabilité de la FCI montrerait un effet local des RA de Capbreton qui engendrerait une faible modification du fonctionnement du système. **Pour Cherbourg, la FCI diminue. Le modèle de Cherbourg montre alors un changement d'organisation, passant d'un système privilégiant le recyclage à un système privilégiant l'export (modification fonctionnelle).**

3.4. La production ichtyologique : comparaison avec des habitats naturels

Les RA ont été déployés pour **imiter les fonctionnalités écologiques naturelles** des récifs et/ou pour soutenir la pêche artisanale. Au cours de la dernière décennie, les recherches sur les RA ont porté notamment sur la comparaison de leurs **assemblages faunistiques** avec les **habitats naturels** et sur la démonstration de leur contribution réelle à la **production de poissons** d'intérêt commercial et (Simon *et al.*, 2013 ; Pereira *et al.*, 2016 ; Streich *et al.*, 2018 ; Wu *et al.*, 2019). Ces deux indicateurs pourraient être alors utilisés pour mesurer la performance des RA.

La **comparaison avec l'habitat naturel** des récifs n'a pas été effectuée dans le cadre de cette étude. En effet, il est de plus en plus difficile de déterminer un habitat naturel de référence soumis aux mêmes conditions hydrodynamiques et aux mêmes impacts anthropiques. Les RA de Capbreton sont très éloignés d'habitats rocheux naturels qui pourraient servir de référence tandis que les RA de Cherbourg sont situés dans un milieu semi-ouvert faiblement anthropisé avec des conditions hydrodynamiques spécifiques à la configuration du milieu qui ne s'appliquent pas sur les habitats rocheux extérieurs à la rade. Pour autant, certaines études ont effectivement mis en évidence la capacité de certains RA à atteindre un niveau de biodiversité similaire à des récifs naturels en peu de temps (Wu *et al.*, 2019), tandis que d'autres ont conclu qu'il était impossible d'atteindre cette équivalence et ce sur une longue période (100 ans) (Simon *et al.*, 2013). En outre, d'autres paramètres tels que la taille, la maturité, la localisation, les caractéristiques du substrat et la rugosité de l'habitat doivent être intégrés dans la comparaison (Lopez de Oliveira, 2016). Fait également remarquable, il semble que la distance entre les RA et les récifs naturels (la connectivité) n'influe pas sur le degré de similitude entre les deux habitats (Simon *et al.*, 2013).

Depuis quelques années, des études scientifiques ont souligné la nécessité de **comprendre l'effet des RA** sur la faune marine au moyen d'**approches fonctionnelles** (Cresson, 2013). Avec l'analyse isotopique, il a été possible de démontrer clairement que les RA ont un **rôle de production** en augmentant la biomasse du système et confortant leurs rôles d'outils productifs pour soutenir les

pêcheries (Smith *et al.*, 2016 ; Cresson *et al.*, 2019 ; Roa-Ureta *et al.*, 2019 ; Mavraki *et al.*, 2021). Comme nous l'avons montré précédemment, les indicateurs liés à la biomasse et à l'assemblage faunistique sont très dépendants des propriétés environnementales et morphologiques des RA et ne semblent pas être suffisants pour révéler l'effet global des RA sur l'ensemble de son écosystème. L'atteinte de niveau de richesse spécifique et de biomasse des habitats naturels ne semble pas être un indicateur adapté pour déterminer la performance des RA.

3.5. L'augmentation de la maturité, une propriété émergente des écosystèmes avec récifs artificiels

L'analyse des réseaux écologiques (ENA) fournit des indicateurs permettant de relier la structure de l'écosystème et ses fonctionnalités (Ulanowicz, 1986). La maturité du système peut être décrite à l'aide de certains indicateurs décrits précédemment :

- **Le PPt/R** indique le rapport entre l'énergie utilisée pour la production de biomasse (production primaire totale) et l'énergie utilisée pour le maintien de la stabilité du système (respiration totale) (Christensen *et al.*, 2005). Lorsque le système est en croissance, généralement dans un « système jeune », la production est supérieure à la respiration et l'indice est alors supérieur à 1. À l'inverse, lorsque le système est dit « mature », il tend à équilibrer l'utilisation de l'énergie (production et consommation) (Odum, 1969) ;
- **Le ratio B/T** est un autre indice qui révèle la maturité du système. Il permet notamment de s'absoudre de l'unité de biomasse utilisée et ainsi de comparer tous les types de modèles indépendamment de leurs choix paramétriques. Toutefois, cet indice est dépendant du nombre de groupes trophiques définis dans le système.

L'analyse de réseaux trophiques dans cette étude s'appuie sur deux jeux de modèles réalisés avant et après implantation de RA qui ont été construits de manière similaire (même unité, même nombre de groupe trophique). De ce fait, les indicateurs des ENA pourront être comparés en limitant les biais liés aux paramétrages initiaux des modèles. A l'issue de l'analyse, l'évolution des indicateurs pourra être comparée entre les modèles sans tenir compte de leurs valeurs intrinsèques (Tableau 38).

Tableau 38 : Analyse des indicateurs écologiques d'autres modèles trophiques

Référence des modèles Ecopath	Modèle	Nombre de groupes trophiques	PPt/R	PPt/B	B/T..	SOI	Evolution de la maturité (croissante / décroissante)
Cette étude	Capbreton BAR	23	1,5	17,01	0,013	0,36	↗
	Capbreton AAR	23	1,2	13,35	0,015	0,302	
	Cherbourg BAR	25	1,143	15,307	0,013	0,267	→
	Cherbourg AAR	25	1,36	16,528	0,013	0,261	
Guan <i>et al.</i> , 2016	BAR en baie de Bohai	13	3,1088	42,399	0,0105	0,0379	↗
	Simulation de l'effet RA en baie de Bohai	13	3,1087	42,398	0,0105	0,0379	
Xu <i>et al.</i> , 2019	BAR en baie de Laizhou	13	1,724	27,54	0,01	0,23	↗
	AAR en baie de Laizhou	17	0,665	3,145	0,045	0,188	
Wang <i>et al.</i> , 2019	Avant OWF en mer Jaune	14	1,47				↘
	Avec OWF en mer Jaune	14	1,784		↗		
Raoux <i>et al.</i> , 2017	Avant OWF en Manche	37	1,72		0,03	0,173	↗
	Simulation de l'effet récif avec OWF en Manche	37	1,12		0,04	0,199	

Dans cette étude pour le site de Capbreton, les indicateurs d'Odum (1969) ont montré une certaine **augmentation de la maturité** du système avec l'implantation de RA. Pour le site de Capbreton, tous les indicateurs montrent cette tendance. En effet, il y a une bonne corrélation entre la diminution des PPt/R, PPt/B, la production nette et l'augmentation du B/T (Tableau 38). Le PPt/R, supérieur à 1, met également en évidence l'accumulation de biomasse dans le système corroborée par l'indicateur de biomasse. Concernant le site de Cherbourg, la forte production des macro-algues, comme nous l'avons vu, a une influence directe sur ces indicateurs qui ont tendance

à augmenter et diminuer la maturité du système. La stabilité du ratio de B/T ne permet pas de confirmer la diminution de la maturité montrée par les précédents indicateurs. Cette dichotomie d'interprétation des indicateurs ENA a également été relevée dans un système de mangrove suggérant un stade de transition vers un système plus mature (Vega-Cendejas & Arreguín-Sánchez, 2001). Par conséquent, le système de Cherbourg serait en stade de transition avant de d'atteindre un stade plus mature, qui serait atteint après plus d'une dizaine d'années d'immersion.

En **comparant les résultats d'ENA** avec d'autres **simulations de modélisation trophique** réalisées sur des RA en baie de Laizhou et en baie de Bohai (Guan *et al.*, 2016 ; Xu *et al.*, 2019) ou sur des parcs éoliens en mer (Raoux *et al.*, 2017), les indicateurs montrent également une augmentation de la **maturité du système** (Tableau 38). Concernant les systèmes d'éoliennes en Mer Jaune, leur maturité ne semble pas augmenter, cependant Wang *et al.* (2019) décrivent une augmentation de la complexité de leur système qui est le signe d'un système mature. L'augmentation de la maturité du système semble donc être une caractéristique de l'effet récif.

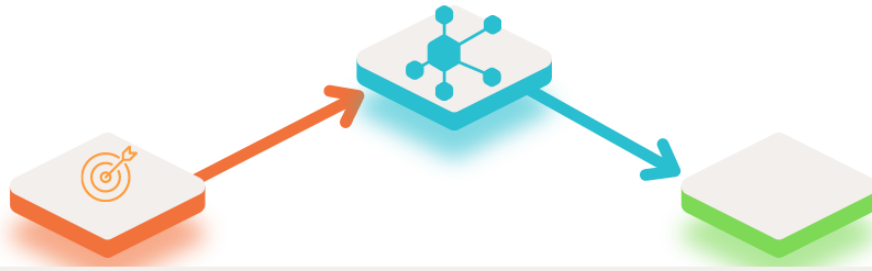
4. Conclusion : proposition d'indicateurs écologiques pour l'évaluation des performances des récifs artificiels

L'analyse des réseaux trophiques (des acteurs non-humains) a permis de définir des indicateurs adaptés à la description des écosystèmes de RA. Ces indicateurs sont la biomasse, la production primaire et les indicateurs issus des ENA. L'utilisation des indicateurs ENA met en évidence les modifications structurelles et fonctionnelles liées à l'introduction d'un substrat dur sur un substrat meuble. Ils permettent de caractériser différents attributs du fonctionnement du réseau trophique, essentiels pour comprendre la globalité des changements induits.

Une étude recensant les indicateurs écologiques a été menée en parallèle de la nôtre et corrobore nos résultats, montrant l'importance des ENA dans la compréhension du fonctionnement global (Taormina *et al.*, en révision). Les indicateurs résultant de l'ENA révèlent des propriétés du système qui pourraient être pertinentes pour les gestionnaires et notamment celui de la maturité (Fath *et al.*, 2019). Ainsi, les **variations de la maturité du système** pourraient être un **bon indicateur** pour mesurer et suivre l'évolution globale de l'écosystème formé par les RA.

Cette analyse finit de répondre à la question de la poursuite de la mobilisation des acteurs selon la théorie de la traduction. La mobilisation des acteurs non-humains a ainsi pu être mesurée à l'aide d'indicateurs écologiques.

Synthèse des Principaux résultats



Partie 2

Approche socio-écologique du fonctionnement des RA :
évolution de la mobilisation des humains et non-humains

Chapitre 2

Approche écologique du fonctionnement des RA

Apports pour la méthode d'évaluation



Dans cette partie, nous avons mis en évidence plusieurs indicateurs quantitatifs pouvant être utilisés pour effectuer une évaluation écologique des RA. Ces indicateurs sont :

- Les biomasses par groupe trophique;
- Les niveaux trophiques;
- Les relations proies/prédateurs;
- Les ENA (A, SOI, FCI, PPt/R et PPt/B).

Ces indicateurs peuvent servir à évaluer les fonctions écologiques des sites de RA.

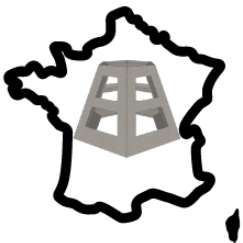
Apport pour l'analyse structurale



La modélisation du réseau trophique à l'aide de l'outil Ecopath a permis de faire émerger certaines propriétés fonctionnelles de réseaux de RA à l'aide des indicateurs :

- La maturité du système qui caractérise l'état de l'écosystème;
- L'activité du système analysé à travers l'Ascendance;
- Le recyclage du système exprimé par la FCI.

Spécificités des RA en France



Le peu de données biologiques existant sur les RA étudiés n'a pas permis de réaliser la modélisation de réseau trophique sur l'ensemble des sites. Les deux sites modélisés avant et après immersion de RA (Capbreton et Cherbourg) montrent un effet local de l'accroissement de la biomasse des compartiments trophiques des poissons.

L'augmentation de la maturité semble être un critère de l'effet récif.

Le site de Cherbourg est caractérisé par une biomasse importante de macro-algues qui sont exportées par un phénomène d'out-welling.

Conclusion générale de la Partie 2

Dans cette Partie, nous avons abordé la question de la poursuite de la mobilisation des acteurs humains (Chapitre 1) et non-humains (Chapitre 2), initiée dans la Partie 1. Pour se faire, nous avons mesuré l'implication des acteurs à l'aide d'indicateurs, par comparaison de leurs valeurs avant immersion des RA (T0) et celles après les immersions (Figure 77).

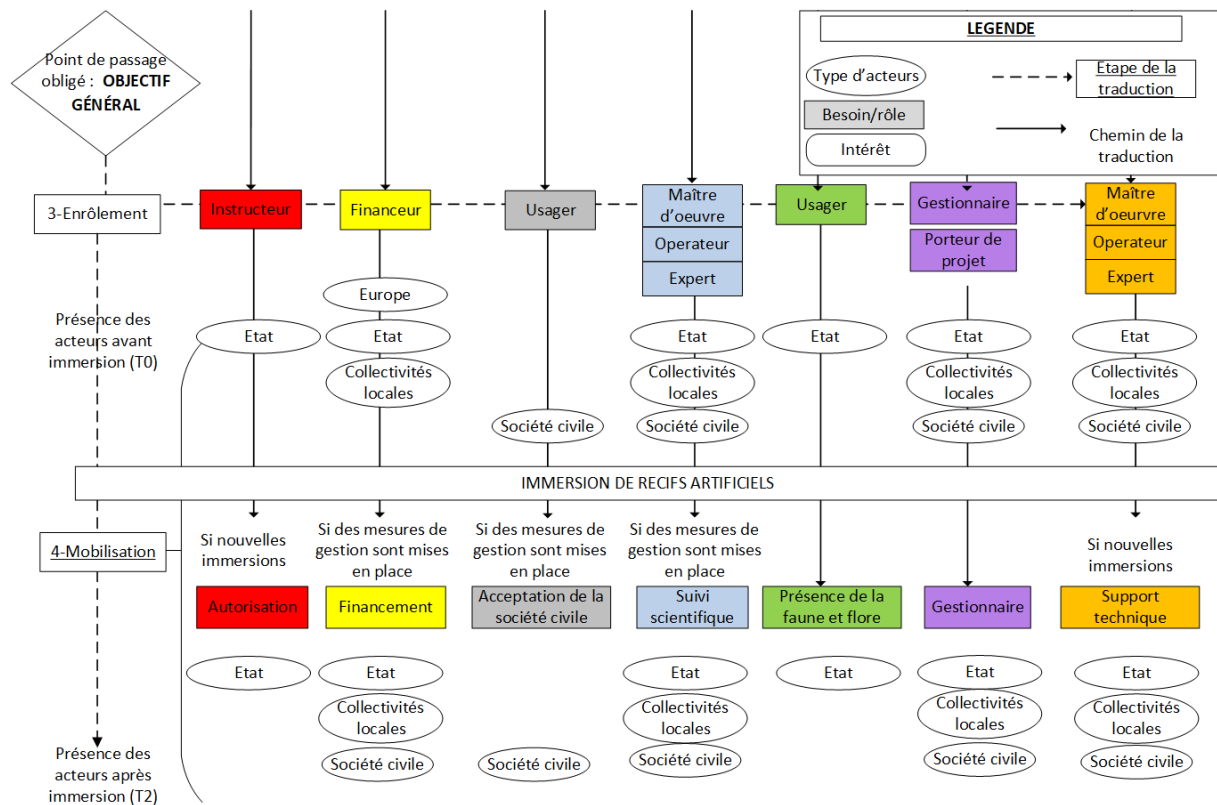


Figure 77 : Etape 4 de la traduction appliquée aux RA : évolution de la mobilisation des acteurs

Nous avons au départ séquencé en deux la période après immersion, avec une **période de mise en place** et une **période de gestion**. Mais sur la base de nos résultats de recherche, les acteurs impliqués dans la période de mise en place sont similaires dans sept des cas étudiés avec ceux de la période d'initiation (avant immersion). De même, d'un point de vue structurel et fonctionnel, les réseaux d'acteurs se sont révélés comme **étant analogues**, ce qui n'avait pas été mis en évidence jusque-là. Ainsi, il est désormais possible de se focaliser uniquement sur la période de gestion après l'immersion de RA pour appréhender les modifications structurelles et fonctionnelles des réseaux d'acteurs. Ce résultat permettra de faciliter les évaluations futures notamment lorsque l'immersion de RA est utilisée pour créer ou renforcer les échanges entre les acteurs du territoire (création d'AMP, résolution des conflits, adaptation des politiques publiques).

Toujours, durant cette période (T2), nous avons clairement identifié que la poursuite de la mobilisation des acteurs est conditionnée par deux paramètres :

- 1- La **mise en place de mesures de gestion** : la concertation avec les acteurs locaux, l'encadrement des usages sur le site, la surveillance *in situ*, la prévention des situations à risques, la communication, la sensibilisation des acteurs locaux et le suivi des impacts environnementaux et socio-économiques ;
- 2- Le **choix d'immerger de nouveaux RA sur les sites déjà existants**.

Même si la méthode nécessite l'acquisition d'une large variété de données, nous avons choisi l'analyse réseau pour décrire et mesurer l'agencement et les interactions entre les acteurs d'un point de vue structural et fonctionnel. Cette méthode d'analyse, appliquée pour la première fois en aménagement des fonds marins avec des outils d'ingénierie écologique, a permis de mettre en évidence des propriétés intrinsèques à chaque site d'étude.

A l'issue de ces travaux, nous avons proposé des indicateurs sociaux et écologiques permettant de mesurer l'évolution de la mobilisation des acteurs humains pour chaque site d'étude et des acteurs non-humains sur deux sites d'étude. Nous avons ainsi pu répondre à notre seconde hypothèse et montré que le cadre d'analyse structural et fonctionnel était adapté à la définition d'indicateurs de performance des RA.

A présent, à l'aide des indicateurs définis dans cette partie, nous pouvons passer à l'étape suivante de l'évaluation de la performance des RA, c'est-à-dire vérifier si les projets de RA remplissent leurs objectifs spécifiques (Figure 78). Cette évaluation de la performance socio-écologique des RA permettra d'identifier d'éventuels facteurs d'amélioration des projets d'aménagement côtiers.

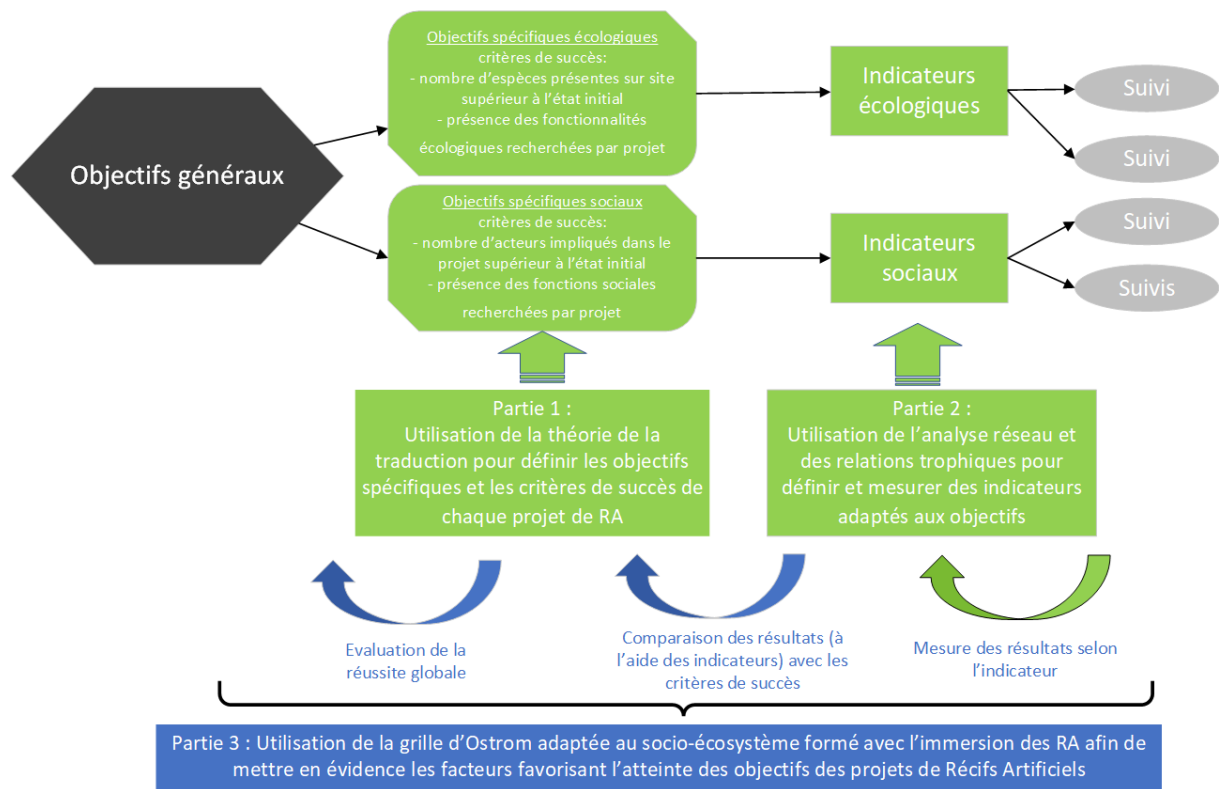


Figure 78 : Suivi de l'avancement des travaux de recherche : fin de la partie 2 (en vert les parties réalisées, en bleu les apports futurs de cette recherche)



Partie 3

Essai appliqué d'évaluation de la performance socio-écologique des aménagements en récifs artificiels



Exemple des moyens nautiques d'ALR nécessaire pour assurer des suivis réguliers (©ALR/Elodie Zaccari).



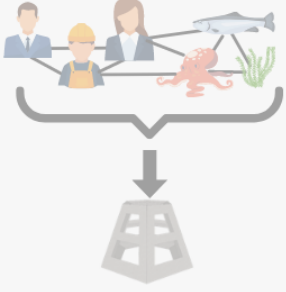
Exemple d'un plongeur arrivant sur le récif Typi pour mesurer la richesse spécifique et l'abondance de la faune présente (©ALR/Antoine Mettra)

Dans un contexte de pilotage des territoires marins côtiers, comment évaluer la performance socio-écologique de l'outil d'aménagement récif artificiel ?

Partie 1

Enrôlement des acteurs vers un objectif commun : les récifs artificiels

Hypothèse 1
Décalage entre les attentes réelles et les objectifs généraux expliquant l'impossibilité d'évaluation



Cadres, méthodes et outils


- Théorie de la traduction (Callon, 1986; Latour, 1987)
- Entretiens semi-directifs (Morange et Schmoll, 2016)

Partie 2


Approche socio-écologique du fonctionnement des RA : évolution de la mobilisation des humains et non-humains

Hypothèse 2
Emploi de l'analyse structurale et fonctionnelle des réseaux pour définir des indicateurs de performance sociale et écologique

Chapitre 1 :
Approche sociologique du fonctionnement des RA



Chapitre 2 :
Approche écologique du fonctionnement des RA



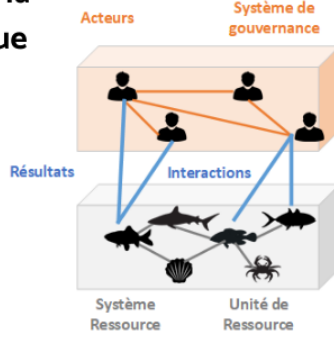
Cadres, méthodes et outils

- Social Network Analysis (Wasserman and Faust, 1994)
- Théorie des graphes (Moreno, 1934; Cartwright et Harary, 1977)
- Entretiens semi-directifs (Morange et Schmoll, 2016)
- Analyse des réseaux trophiques (Polovina, 1984; Christensen et Pauly, 1992)
- Théorie de la conservation des masses
- Prélèvements et comptages sous-marins (Charbonnel et Francour, 1997)

Partie 3

Essai appliqué d'évaluation de la performance socio-écologique des aménagements en RA

Hypothèse 3
Proposition d'évaluation des performances socio-écologiques des RA à l'aide d'un cadre innovant issu de l'analyse des systèmes socio-écologiques



Cadres, méthodes et outils

- Système socio-écologique (SES)
- Théorie des communs (Ostrom, 2007; Ostrom 2009)
- Méthode MERCIe (Mechin et Pioch, 2016)

1. Introduction

En utilisant les résultats issus de la traduction (définition des objectifs spécifiques) puis des analyses de réseaux (proposition d'indicateurs sociaux et écologiques), cette dernière partie se propose de définir et d'appliquer une méthode globale d'évaluation de la performance socio-écologique des sites de RA. Elle répond ainsi à des questionnements sur les résultats des RA formulés par les aménageurs (décideurs politiques, porteurs de projet, financeurs) pour un pilotage efficace des territoires côtiers. Elle tente également de répondre à un besoin croissant d'informations légitimes des acteurs impliqués et des usagers, pour définir et quantifier les apports socio-écologiques des RA. Les perspectives d'application portent sur l'amélioration des outils de « reporting » ou de suivi continu, utilisés pour la gestion intégrée des territoires côtiers (Denis & Henocque, 2001).

En mobilisant le cadre théorique défini par la politologue et économiste Elinor Ostrom³, cette partie a pour but de l'appliquer à l'évaluation de la performance socio-écologique des RA, abordant ainsi notre troisième hypothèse : « Possibilité d'évaluer les performances socio-écologiques des RA à l'aide d'un cadre innovant issu de l'analyse des systèmes socio-écologiques ». L'utilisation de ce cadre permettra d'initier la réflexion sur le lien entre les performances sociales et écologiques des RA et de faire émerger les facteurs favorisant cette performance.

2. Cadre d'analyse des Systèmes Socio-Ecologiques

2.1. Définition d'un cadre d'analyse des systèmes socio-écologiques : l'approche d'Ostrom

Le **cadre théorique des systèmes socio-écologiques** (SES en anglais) est un champ d'étude pluridisciplinaire dédié à la gestion des ressources naturelles qui propose d'étudier les interactions et les interdépendances des systèmes humains et écologiques (Maranda, 2017).

En s'intéressant à la gestion de la ressource en eau puis à l'ensemble des ressources naturelles, définies comme des biens communs, Ostrom (1990) met en évidence la possibilité d'une gestion collective et durable des ressources naturelles sans intervention ou régulation de l'Etat (Antona & Bousquet, 2017). Ces travaux complètent la théorie proposée par Hardin (1968) sur la **tragédie des communs**, qui a introduit l'idée schématique qu'**une ressource** (en tant que bien commun) est exposée à deux modes d'exploitation, soit elle est **condamnée à être surexploitée** par absence de régulation soit elle **perdure en étant régulée par une autorité supérieure** telle que l'Etat (Antona & Bousquet, 2017). Une **troisième voie**, proposée par Ostrom, est celle de la **régulation et gestion collective** de la ressource, qui conduit à un mode d'exploitation durable et adapté dans certains cas (Ostrom, 1990).

³ prix Nobel d'économie en 2009 pour son « analyse de la gouvernance économique, notamment de la gestion des biens communs »

En poursuivant ses recherches sur ce thème, Ostrom identifie les **facteurs principaux favorisant une gestion durable** de la ressource et émet des recommandations globales et politiques (Ostrom, 1990). A partir de ces observations, elle élabore un premier cadre d'analyse nommé IAD (Institutional Analysis and Development) reposant sur le concept de « situation-action » (Ostrom, 2005). Celui-ci représente un espace conceptuel dans lequel les acteurs font des choix d'actions en fonction des informations disponibles sur « la situation » (Ostrom, 2005). Ce cadre évolue en **intégrant les dimensions écologiques** sur un même plan que les dimensions sociales et devient le cadre d'analyse des Systèmes Socio-Ecologiques (nous garderons l'acronyme anglais de SES) (McGinnis, 2011).

Ce cadre d'analyse des SES développé par Ostrom, (2009) fournit un langage commun pour **décrire** le système socio-écologique et **analyser** les interactions entre les éléments qui le composent. Ces éléments sont répartis selon **six composantes principales** (Figure 79 ; McGinnis & Ostrom, 2014) :

- 1- les systèmes ressources (RS),
- 2- les systèmes de gouvernances (GS),
- 3- les unités de ressources (RU),
- 4- les acteurs ou usagers (A),
- 5- les interactions entre ses variables (I)
- 6- les résultats et sorties du système (O).

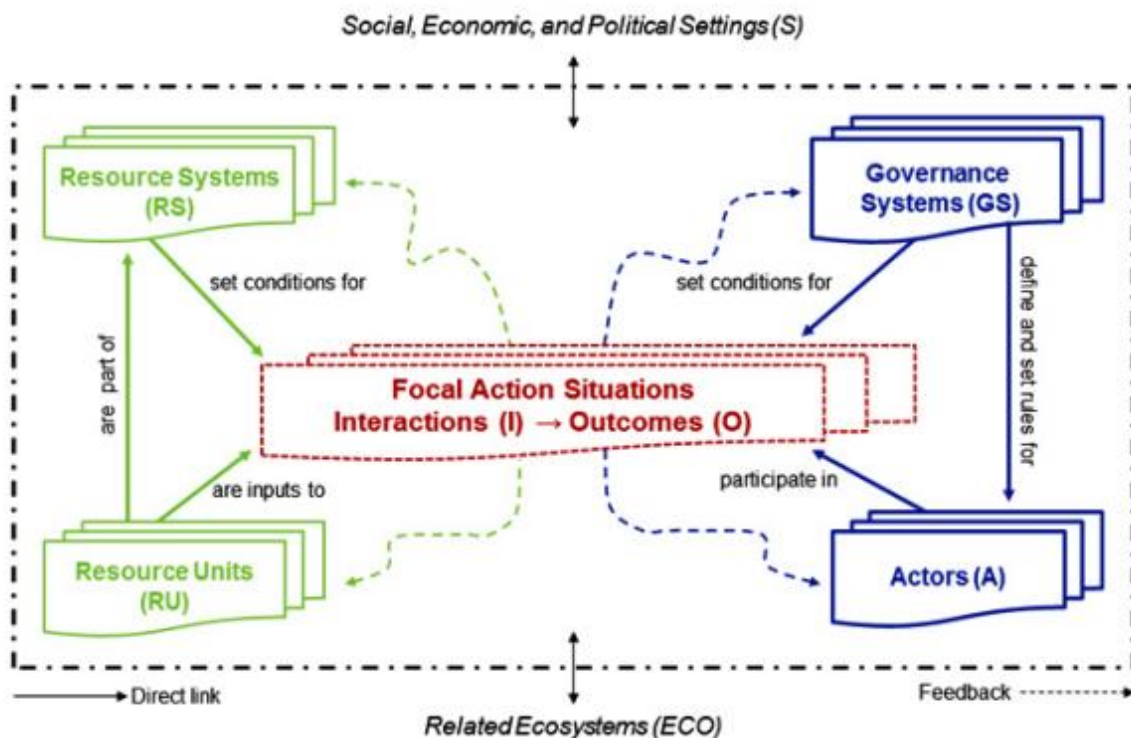


Figure 79 : Les six composantes d'un système socio-écologique (McGinnis et Ostrom 2014).

Deux **composantes externes complètent** la description des SES :

- 1- les paramètres sociaux, économiques et politiques (S),
- 2- les écosystèmes reliés avec le système étudié (ECO).

Pour chaque composante, des variables sont choisies en fonction du système étudié. Ces variables sont définies comme des sous-ensembles des composantes principales et sont mesurées à l'aide d'indicateurs adaptés.

2.2. Les sites de récifs artificiels en tant que biens communs

Bien que le cadre d'analyse des SES soit applicable à tout type de système, nous nous sommes tout de même demandé si les sites de RA **pouvait être assimilé à un « bien commun »** en tant que support de ressource et de biodiversité, décrit par Ostrom comme un autre mode de propriété aux côtés des biens privés et biens publics (Ostrom & Ostrom, 1999). Ces biens communs sont caractérisés par :

- La **difficulté de limiter l'usage** à certains acteurs (non-excluabilité). Le système doit être suffisamment grand pour rendre l'exclusion d'utilisateurs compliquée sans pour autant être impossible ;
- La **consommation du bien commun** par certains usagers diminuent les avantages et bénéfiques que pourraient en retirer les autres utilisateurs.

Sur la base de ces **deux caractéristiques**, les ressources halieutiques et les domaines forestiers sont couramment admis dans la littérature comme des biens communs (Ostrom, 2009).

Notre objet d'étude, le RA est un outil d'ingénierie écologique utilisé pour aménager l'espace marin en imitant un habitat naturel dont l'objectif général peut être le développement de la ressource ou de la biodiversité. Dès lors, il peut être défini comme un bien commun selon la définition d'Ostrom car :

- L'**exclusion ou la limitation des usagers de la mer** sur les sites de RA est difficile. Les sites de RA, correspondent à une faible portion de l'espace marin côtier (emprise surfacique réduite). Ce n'est donc pas la taille du système qui rend difficile le contrôle des usages des RA mais l'absence de barrière physique délimitant le site, car le système n'est pas clos (comme il pourrait l'être à terre par exemple) ;
- L'**appropriation des bénéfiques** des RA (notamment les bénéfiques écologiques et économiques) par certains usagers diminuent les bénéfiques que pourraient en retirer les autres.

Par ailleurs, les sites de RA sont **pensés dès le départ comme un bien commun** et ce pour plusieurs raisons :

- Ils sont **financés par des fonds publics** et répondent de fait à un objectif d'intérêt général;
- Comme nous l'avons vu en Partie 1, leurs mises en place **résultent d'une action collective** combinant les intérêts de chaque partie prenante ;
- **Les sites** ne sont volontairement **pas clos** et leur localisation est choisie en partie en fonction des possibles connexions avec les autres habitats de cet espace marin.

Ainsi, **l'application du cadre des SES d'Ostrom est tout à fait adapté** à l'analyse des aménagements marins constitués de RA. Nous allons dès lors définir plus précisément le système socio-écologique de RA (Figure 80).

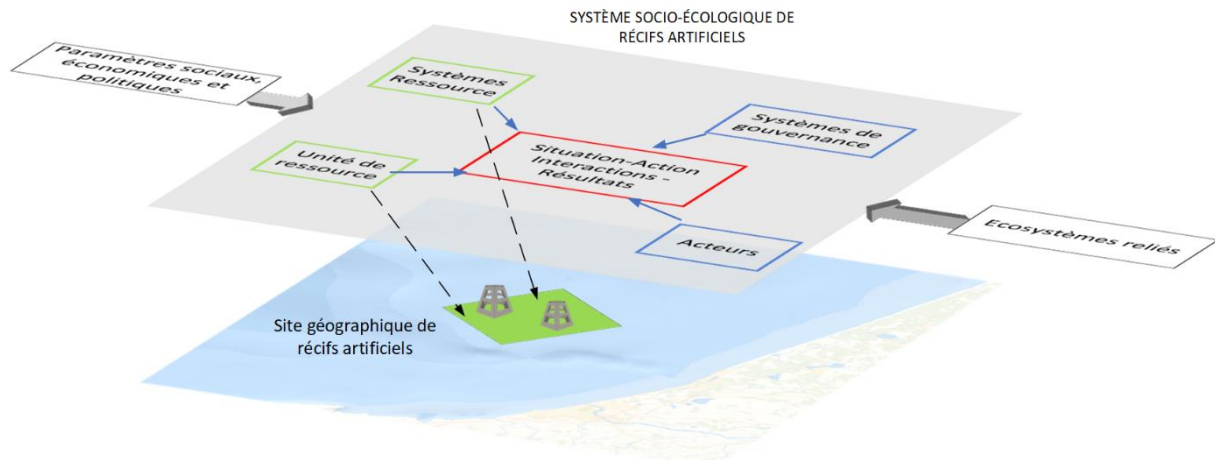


Figure 80 : Représentation schématique d'un système socio-écologique de RA explicitant la distinction avec le site géographique de RA

Par la suite, nous emploierons le terme « SES de RA » pour désigner le système socio-écologique correspondant à un site de RA. Pour chaque site de RA étudié, nous allons décrire son SES pour l'année 2020.

2.3. Caractéristiques d'un système socio-écologique de récifs artificiels

Les **six composantes principales** et les **deux composantes externes** précédemment définies, sont elles-mêmes **décrites par des variables**. Si les composantes sont communes à tous les SES analysés par ce cadre théorique, ce n'est pas le cas des variables qui sont **spécifiques à chaque SES**. De ce fait, nous avons procédé à une sélection de variables qui nous ont semblé pertinentes pour les RA.

Afin de **sélectionner les variables** adaptées au système étudié, nous nous sommes appuyés sur des analyses existantes portant sur **la pêche artisanale** (Ostrom *et al.*, 2007 ; Mahon *et al.*, 2008 ; Cox *et al.*, 2010 ; Gutiérrez *et al.*, 2011 ; Basurto *et al.*, 2013 ; Therville, 2013 ; Di Franco *et al.*, 2016 ; Gurney & Darling, 2017 ; Palomo & Hernández-Flores, 2019 ; Palladino, 2020) et **la gestion des AMP** (Delgado-Serrano & Ramos, 2015 ; Dressel *et al.*, 2018 ; Partelow, 2018 ; Schlüter *et al.*, 2019). Ces deux types de SES ont semblé les plus similaires au SES des RA de par la « situation » dans laquelle l'action de pêche ou de gestion des AMP est menée.

De même, nous avons procédé **aux choix d'un ou plusieurs indicateurs** pour chaque variable.

Plutôt qu'une liste explicative, nous avons choisi une présentation synoptique des variables sélectionnées qui sont décrites dans le tableau ci-après (Tableau 39). Nous avons choisi de les organiser selon les 8 composantes décrites précédemment.

Tableau 39 : Descriptions des variables pour chaque composante du système socio-écologique des RA

Composante	Nom de la variable	Description de la variable	Indicateur de mesure de la variable	Méthode d'acquisition
Acteurs	A1 Nombre d'acteurs	Nombre d'acteurs du système	Nombre de nœuds du réseau d'acteurs	Modélisation du réseau d'acteurs
	A2 Meneur de projet	Acteurs ayant les compétences pour porter le projet	Type et nombre d'acteurs porteurs de projets, d'acteurs clés et de traducteurs	Résultats partie 1
	A3 Organisations	Structure du réseau d'acteurs	Nombre moyen de relation par acteur	Modélisation du réseau d'acteurs
	A4 Partage de connaissances sur le système	Degré de communication entre les acteurs	Nombre de relation d'information et valeur de <i>closeness centrality</i>	Modélisation du réseau d'acteurs
	A5 Importance de la ressource	Importance économique ou culturelle de la ressource	Nombre d'acteurs ayant mentionnés la baisse de la ressource	Enquête de terrain et bibliographie
Systèmes Ressources	SR1 Limites du système	Type de frontière sociale et légale du système étudié	Nature des autorisations et durée	Bibliographie
	SR2 Taille du système	Description de la taille du système étudié	Surface d'implantation de RA, % de RA sur surface totale, Volume de RA	Bibliographie
	SR3 Productivité du système	Description du fonctionnement et de la structure du système ressource	ENA, indice de complexité (Riera, 2020) et richesse spécifique	Calculs et bibliographie
Unités de ressources	U1 Nombre d'unités	Nombre d'unités de ressources exploitées ou qui pourraient l'être	Espèces cibles, biomasse, nombre de groupes trophiques	Bibliographie, réseaux trophiques
Systèmes de Gouvernance	SG1 Mesure de gestion	Type de gouvernance	Type de gouvernance	Enquête de terrain et bibliographie
	SG2 Délimitation géographique	Aire d'application des mesures de gestion	Surface m ² (surface totale d'exercice de la gouvernance)	Bibliographie
	SG3 Organisations	Organisations mandatées pour surveiller et faire appliquer les règles d'accès et d'utilisation de la ressource, organisations soutenant financièrement le système	Nombre d'organisation ayant un pouvoir de contrôle, nombre d'organisation financeuse, type d'organisations de la gouvernance (concessionnaire)	Enquête de terrain et bibliographie
	SG4 Règles	Règles de gestion mise en place pour assurer la gouvernance des interactions humaines et biophysiques avec le bien commun	Présence/absence d'interdiction de pêche plongée, autres usages	Enquête de terrain et bibliographie
	SG5 Structure du réseau	Caractéristiques structurelles du réseau	Forme, densité, cluster	Modélisation du réseau d'acteurs

Partie 3 : Application de l'évaluation de la performance socio-écologique des aménagements en récifs artificiels

Systèmes de Gouvernance (suite)	SG6 Surveillance et suivis	Surveillance du respect des règles et suivis de l'évolution du système	Présence/absence, fréquence, perception,	Enquête de terrain et bibliographie
	SG7 Sanctions	Types de sanctions appliquées à ceux qui enfreignent les règles	Présence/absence,	Enquête de terrain et bibliographie
Interactions	I1 Exploitation	Types d'exploitation de la ressource	Présence/absence	Enquête de terrain et bibliographie
	I2 Partage de l'information	Méthode de partage de l'information et processus de délibération entre les utilisateurs	Type de communication, fréquence de communication	Enquête de terrain et bibliographie
	I3 Conflit	Existence de conflit entre les acteurs	Présence/absence	Enquête de terrain et bibliographie
	I4 Activités au sein du système	Activités de mise en réseau et de partenariat	Type de relation, nombre de relations	Modélisation du réseau d'acteurs
	I5 Evaluation	Processus d'évaluation de la ressource et des mesures de gestion	Présence/absence, type d'évaluation	Enquête de terrain et bibliographie
Résultats	R1 Performance écologique	Evolution des apports écologiques	Présence/absence	Méthode MERCIe
	R2 Performance sociale	Evolution des impacts sociaux	Présence/absence	Méthode MERCIe
Ecosystèmes reliés	ECO1 Changement climatique	Effet du changement climatique sur le système	Présence/absence	Enquête de terrain et bibliographie
	ECO2 Pollution	Présence de pollution et son effet sur le système	Présence/absence	Enquête de terrain et bibliographie
	ECO3 Flux entrant et sortant	Présence de flux entrant et sortant du système	Présence/absence	Enquête de terrain et bibliographie
Paramètres Sociaux et Economiques	PSE1 Développement économique	Croissance de l'économie locale en dehors du système	Présence/absence	Enquête de terrain et bibliographie

Maintenant que la description des variables pour chaque composante du système socio-écologique des RA est réalisée, il est possible d'initier la comparaison des SES de chaque site étudié.

3. Echelle de notation, les constructions d'une base d'étude comparative

Afin de **comparer les SES** correspondant à chaque site étudié, nous proposons de créer une **échelle de notation** pour chaque variable. Ceci permet ensuite de définir un score pour la composante identifiée (Acteur, Gouvernance...).

Compte-tenu de la complexité de l'environnement d'étude, il est impossible de définir un référentiel commun qui puisse être adapté à l'ensemble des SES étudiés. Pour cela, nous proposons de faire une étude comparative entre les différents SES en définissant une échelle de notation déterminée à partir des valeurs extrêmes des indicateurs et normalisée entre 0 et 1. Les notes sont ensuite attribuées à chaque variable. A l'issue de cette notation, une moyenne est calculée pour définir le score de la composante (Figure 81). Aucune pondération n'est appliquée par variable.

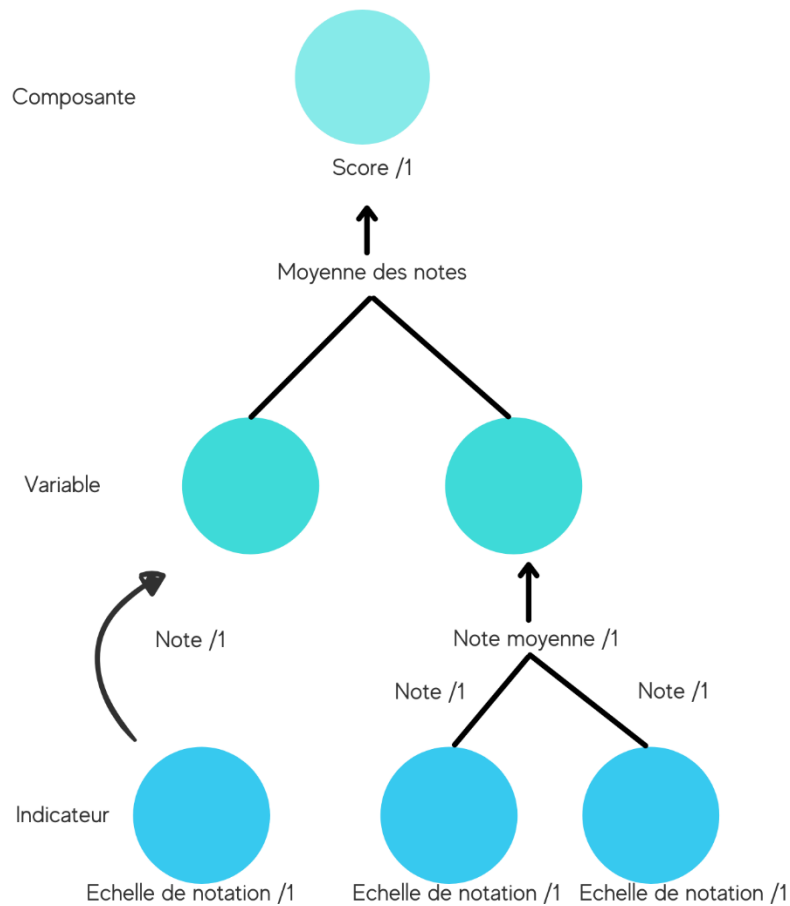


Figure 81 : Schéma explicatif des notations et calcul des scores

Le détail des opérations est expliqué dans la section ci-après pour chaque composante.

3.1. Calcul des scores de la composante Acteurs

La **composante Acteurs** se décline en cinq variables. Les données brutes sont présentées en Annexe 7.

Le Tableau 40 présente les différentes variables ainsi que les indicateurs pour lesquels une échelle de notation est établie.

Tableau 40 : Définition des échelles de notations des indicateurs : Composante Acteurs

Variable A1 : Nombre d'acteurs	Echelle de notation de l'indicateur
<p>Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant au nombre de nœuds présents au sein des réseaux modélisés pour la période actuelle, c'est-à-dire T1 pour Cherbourg et Oléron et T2 pour les autres SES étudiés.</p>	<p>La note de 1 correspond au nombre maximal de nœuds présents au sein des réseaux étudiés (89) et 0 au nombre minimal (3).</p>
Variable A2 : Meneurs du projet	Echelle de notation des indicateurs
<p>Cette variable est mesurée par deux indicateurs correspondant :</p> <ul style="list-style-type: none"> - au nombre d'acteurs clés, - à la famille correspondant à l'acteurs clé. <p>La moyenne de ces deux indicateurs donne la valeur de la variable.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - La note de 1 correspond au nombre maximal d'acteurs clés recensés au sein des réseaux étudiés (3) et 0 au nombre minimal (1). - Les notes données de manière arbitraire sont : <ul style="list-style-type: none"> 1 → acteurs issus de la société civile, des collectivités territoriales et de l'Etat. 0,83 → acteurs issus de la société civile et des collectivités territoriales. 0,6 → acteurs issus de la société civile et de l'Etat. 0,5 → acteurs issus des collectivités territoriales et de l'Etat. 0,3 → acteurs issus des collectivités territoriales. 0,16 → acteurs issus de l'Etat.
Variable A3 : Organisation	Echelle de notation de l'indicateur
<p>Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant au nombre moyen de relations par acteur au sein des réseaux modélisés.</p>	<p>La note de 1 correspond au nombre maximal moyen de relations par acteur recensé au sein des réseaux modélisés (5,93) et 0 au nombre minimal (1,32).</p>

Variable A4 : Partage de connaissance	Echelle de notation des indicateurs
<p>Cette variable est mesurée par deux indicateurs :</p> <ul style="list-style-type: none"> - le nombre de relations d'informations au sein des réseaux modélisés, - la moyenne de <i>Closeness centrality</i> du réseau. <p>La moyenne de ces deux indicateurs donne la valeur de la variable.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - La note de 1 correspond au nombre maximal de relations d'informations au sein des réseaux (74) et 0 au nombre minimal (0). - La note de 1 correspond à la plus haute moyenne de <i>Closeness centrality</i> (0,472) et 0 à la plus basse (0,006).
Variable A5 : Importance de la ressource	Echelle de notation de l'indicateur
<p>Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant à la perception des acteurs sur l'importance du système ressource.</p>	<p>La note de 1 : les acteurs considèrent la ressource comme importante.</p> <p>La note de 0,5 : les acteurs considèrent la ressource comme moyennement importante.</p> <p>La note de 0 : les acteurs considèrent la ressource comme faiblement importante.</p>

Les notes des variables par SES étudié sont synthétisées dans le tableau suivant (Tableau 41).

Tableau 41 : Notes pour les variables de la composante Acteurs (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).

Variable	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
A1	0,02	0,20	0,13	0,58	0,84	0,00	0,80	0,66	0,85	1,00
A2	0,67	0,42	0,75	0,75	1,00	0,33	0,75	0,92	0,58	0,58
A3	0,00	0,30	0,12	0,40	0,49	0,00	0,86	1,00	0,84	0,88
A4	0,50	0,07	0,04	0,25	0,34	0,41	0,50	0,47	0,47	0,47
A5	1,00	0,50	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Score	0,44	0,30	0,41	0,60	0,73	0,35	0,78	0,81	0,75	0,79

Le score pour la **composante Acteurs** de chaque SES étudié est calculé à partir des notes attribuées pour les cinq variables. Le score correspond à la moyenne des cinq notes.

3.2. Calcul des scores de la composante Systèmes Ressources

La **composante Systèmes Ressources** se décline en trois variables. Les données brutes sont présentées en Annexe 7.

Le Tableau 42 présente les différentes variables qui lui sont attribuées ainsi que les indicateurs pour lesquels une échelle de notation est établie.

**Tableau 42 : Définition des échelles de notations des indicateurs :
Composante Systèmes Ressources**

Variable SR1 : Limite du système	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant à la durée de l'autorisation accordée par l'Etat.	Les notes attribuées sont arbitrairement : 1 → CUDPM de 30 ans et en domaine portuaire 0,5 → CUDPM de 15 ans 0,3 → CUDPM de 10 ans 0,2 → CUDPM de 7 ans
Variable SR2 : Taille du système	Echelle de notation des indicateurs
Cette variable est mesurée par deux indicateurs : -la surface autorisée, -le volume immergé de RA. La moyenne de ces deux indicateurs donne la valeur de la variable.	- La note de 1 correspond à la surface maximale autorisée sur les sites étudiés (6 150 000 m ²) et 0 la surface minimale (4 647 m ²). - La note de 1 correspond au volume maximal de RA immergé sur les sites étudiés (27 300 m ³) et la note de 0 au volume minimal (90 m ³).
Variable SR3 : Productivité du système	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un seul indicateur correspondant à la complexité des récifs sélectionnés à partir de la forme des RA (Riera, 2020). Les autres indicateurs comme la richesse spécifique ou la biomasse n'ont pas pu être utilisés car des données étaient manquantes sur certains sites.	La note de 1 correspond à l'indice de complexité des RA le plus élevé (22,83) et 0 le plus faible (7,76).

Les notes pour chaque SES étudié sont synthétisées dans le tableau suivant (Tableau 43).

Tableau 43 : Notes pour les variables de la composante Systèmes Ressources (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).

Variable	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
SR 1	1,00	1,00	0,30	0,20	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50
SR 2	0,03	0	0,04	0,12	0,03	0,21	0,58	0,09	0,66	0,19
SR 3	0,22	1,00	0,22	0,08	0,05	0,20	0,48	0	0,21	0,27
Score	0,42	0,67	0,19	0,14	0,36	0,47	0,69	0,36	0,62	0,32

Le score pour la **composante Systèmes Ressources** est calculé à partir des notes attribuées pour les trois variables. Le score correspond à la moyenne des trois notes.

3.3. Calcul des scores de la composante Unités de Ressources

La composante **Unités de Ressources** est définie par une variable. Celle-ci peut être mesurée par trois indicateurs : la biomasse, les espèces cibles et le nombre de groupes trophiques. Cependant, le recensement des données sur l'ensemble des SES étudiés n'a pas permis d'établir un indicateur commun. En effet, les données sur la biomasse sont très hétérogènes, elles concernent parfois uniquement les poissons ou la macrofaune benthique, les unités varient entre le poids frais, le poids sec, le m², le m³ et la périodicité des campagnes varie également d'une campagne ponctuelle sur une saison à des campagnes menées sur plusieurs années et l'ensemble des saisons. Par ailleurs, les données d'espèces cibles et de nombre de groupes trophiques ne sont pas disponibles pour tous les SES étudiés.

Pour cela, la composante **Unités de Ressources ne sera pas utilisée** pour l'analyse comparative des SES des RA.

3.4. Calcul des scores de la composante Systèmes de Gouvernance

La composante **Systèmes de Gouvernance** se décline en sept variables. Les données brutes sont présentées en Annexe 7.

Le Tableau 44 présente les différentes variables qui lui sont attribuées ainsi que les indicateurs pour lesquels une échelle de notation est établie.

**Tableau 44 : Définition des échelles de notations des indicateurs :
composante Systèmes de Gouvernance**

Variable SG1 : Mesure de gestion	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant au type de gouvernance mis en place sur le site.	L'échelle des valeurs a été définie en fonction de la présence/absence de règles d'usages (cantonnement de pêches, arrêté préfectorale d'interdiction de pêche, plongée sous-marine et ancrage) et la présence absence d'une gestion plus large englobant le site d'étude (Natura 2000 ou Aire Marine Protégée) : 1 → Présence 0 → Absence
Variable SG2 : Délimitation géographique	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant à la surface totale d'exercice de la gouvernance. Par exemple, pour les concessionnaires ayant d'autres sites de RA, la surface totale de leur gouvernance correspond à l'aire de l'ensemble des sites de RA.	La note de 1 correspond à la surface maximale totale d'exercice de la gouvernance répertoriée sur les sites étudiés (100 km ²) et 0 la surface minimale (0,25 km ²).

Variable SG3 : Organisations	Echelle de notation des indicateurs
<p>Cette variable est mesurée par trois indicateurs :</p> <ul style="list-style-type: none"> - le nombre d'organisations ayant un pouvoir de contrôle, - le nombre d'organisations financeuses, - la nature de ces organisations. <p>La moyenne de ces trois indicateurs donne la valeur de la variable.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - La note de 1 correspond au nombre maximal d'organisations ayant un pouvoir de contrôle au sein des réseaux (3) et 0 le nombre minimal (0). - La note de 1 correspond au nombre maximal d'organisations financeuses au sein des réseaux (7) et 0 le nombre minimal (0). - Les notes attribuées pour la nature des organisations sont arbitrairement : <ul style="list-style-type: none"> 1 → Société civile 0,5 → Collectivité territoriale 0 → Etat
Variable SG4 : Règles	Echelle de notation des indicateurs
<p>Cette variable est mesurée par deux indicateurs :</p> <ul style="list-style-type: none"> - le type d'interdiction régulant les usages sur les sites d'étude, - le nombre de relations de concertation mises en place pour établir les règles. <p>La moyenne de ces deux indicateurs donne la valeur de la variable.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Les notes attribuées pour le type d'interdiction sont : <ul style="list-style-type: none"> 1 → Interdiction totale 0,5 → Interdiction partielle (certains usages) 0 → Aucune interdiction - La note de 1 correspond au nombre maximal de relations de concertation au sein des réseaux étudiés (35) et 0 le nombre minimal (0).
Variable SG5 : Structure du réseau	Echelle de notation des indicateurs
<p>Cette variable est mesurée par trois indicateurs :</p> <ul style="list-style-type: none"> - la forme du réseau, - la densité du réseau, - le type de clique au sein du réseau. <p>La moyenne de ces trois indicateurs donne la valeur de la variable.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Les notes attribuées pour la forme du réseau sont : <ul style="list-style-type: none"> 1 → complexe 0 → planaire - La note de 1 correspond à la densité maximale de réseau recensée sur les SES étudiés (0,66) et 0 la densité minimale (0,056) - Les notes attribuées pour le type de clique au sein du réseau sont : <ul style="list-style-type: none"> 1 → Clique de 5 membres 0,5 → Clique de 4 membres 0 → 0 Clique

Variable SG6 : Surveillance et suivis	Echelle de notation des indicateurs
<p>Cette variable est mesurée par deux indicateurs :</p> <ul style="list-style-type: none"> - la surveillance, - les suivis socio-économiques. <p>La moyenne de ces deux indicateurs donne la valeur de la variable.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Les notes attribuées pour la surveillance sont : 1 → Patrouille effectuant la surveillance 0,5 → Surveillance partielle de la zone 0 → Aucune surveillance - Les notes attribuées pour les suivis socio-économiques sont : 1 → Présence 0 → Absence
Variable SG7 : Sanctions	Echelle de notation de l'indicateur
<p>Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant à la présence/absence de sanction pour toute infraction aux règles établies.</p>	<p>Les notes attribuées sont :</p> <ul style="list-style-type: none"> 1 → Présence 0 → Absence

Les notes pour chaque SES étudié sont synthétisées dans le tableau suivant (Tableau 45).

Tableau 45 : Notes pour les variables de la composante Systèmes de Gouvernance (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).

Variable	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
SG1	0,00	0,50	0,50	1,00	0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	1,00
SG2	0,00	0,15	0,01	0,00	0,00	0,00	0,20	1,00	0,02	0,01
SG3	0,00	0,37	0,38	0,62	0,52	0,21	0,72	0,83	0,69	0,48
SG4	0,28	0,53	0,50	0,74	0,70	0,00	0,74	0,99	1,00	1,00
SG5	0,11	0,04	0,05	0,33	0,50	0,33	0,68	0,69	0,67	0,68
SG6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	1,00	0,50	0,50
SG7	0,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Score	0,06	0,23	0,35	0,53	0,46	0,15	0,58	0,93	0,63	0,67

Le score pour la composante **Systèmes de Gouvernance** est calculé à partir des notes attribuées pour les sept variables. Le score correspond à la moyenne des sept notes.

3.5. Calcul des scores de la composante Interactions

La composante Interactions se décline en cinq variables :

- 1- Variable I1 : Exploitation,
- 2- Variable I2 : Partage de l'information,
- 3- Variable I3 : Conflit,
- 4- Variable I4 : Activités au sein du système,
- 5- Variable I5 : Evaluation

Afin de calculer le score pour la composante Interactions, l'activité au sein du système (variable I4) doit être mesurée. Celle-ci représente le nombre de connexions qui peuvent s'établir entre les réseaux d'acteurs humains et non-humains que nous avons précédemment modélisés.

3.5.1. *Les connexions possibles entre les réseaux*

En reprenant la liste des types d'organisations d'acteurs humains, au nombre de 14 et des groupes trophiques, au nombre de 25, plusieurs connexions ont été identifiées : les interactions de type extractive, les interactions d'observation et les interactions d'études scientifiques (Figure 82).

Les interactions extractives :

Les usages extractifs sont principalement la pêche qu'elle soit professionnelle ou de loisir. Elle induit un prélèvement de la ressource. Cette activité cible certaines espèces à forte valeur ajoutée comme les crustacés (tourteau, langouste, homard, araignée de mer), les céphalopodes (seiche, poulpe, calmar) et les poissons aussi bien benthivores, piscivores que planctivores (rouget, rascasse, chinchard, anchois, sardine, etc.). Les RA ne sont pas utilisés en France comme support d'activité conchylicole, n'engendrant pas d'extraction de bivalves. Dix groupes trophiques sont donc ciblés (céphalopodes benthiques, céphalopodes benthopélagiques, Sparidae, Gadidae, Labridae, poissons piscivores, poissons planctivores, macro-décapodes, poissons plats, poissons benthivores) par cette activité (Figure 82). Deux groupes d'acteurs interagissent avec ceux-ci (organismes de pêcheurs et associations de pêche de loisir).

Les interactions d'observation :

A travers des activités de plongées sous-marines, les acteurs de types activités commerciales et ou les associations de loisir interagissent avec le réseau d'acteurs non-humains sous forme d'observation des espèces sans prélèvement de ressource. Les groupes trophiques impliqués sont plus variés que pour les interactions extractives (20 groupes trophiques). Aux observations des poissons, macro-décapodes et céphalopodes s'ajoutent des observations des oiseaux et mammifères marins ainsi que des espèces de plus petites tailles appartenant à la macrofaune benthique.

Les interactions d'études :

Les études menées sur les RA peuvent être globales ou ciblées sur certains groupes trophiques. Les interactions peuvent se faire alors avec tous les groupes trophiques, c'est-à-dire les vingt-cinq (Figure 82).

Ces études sont menées par différents acteurs : les établissements publics, les associations environnementales, professionnelles ou même les organismes de pêcheurs. Certains acteurs concessionnaires délèguent les études scientifiques, sur la colonisation des RA par exemple, à des bureaux d'études catégorisés en activité commerciale alors que d'autres choisissent de mener eux-mêmes ces études (Commune, Département, Intercommunalité). Un total de sept types d'organisations interagit de cette manière.

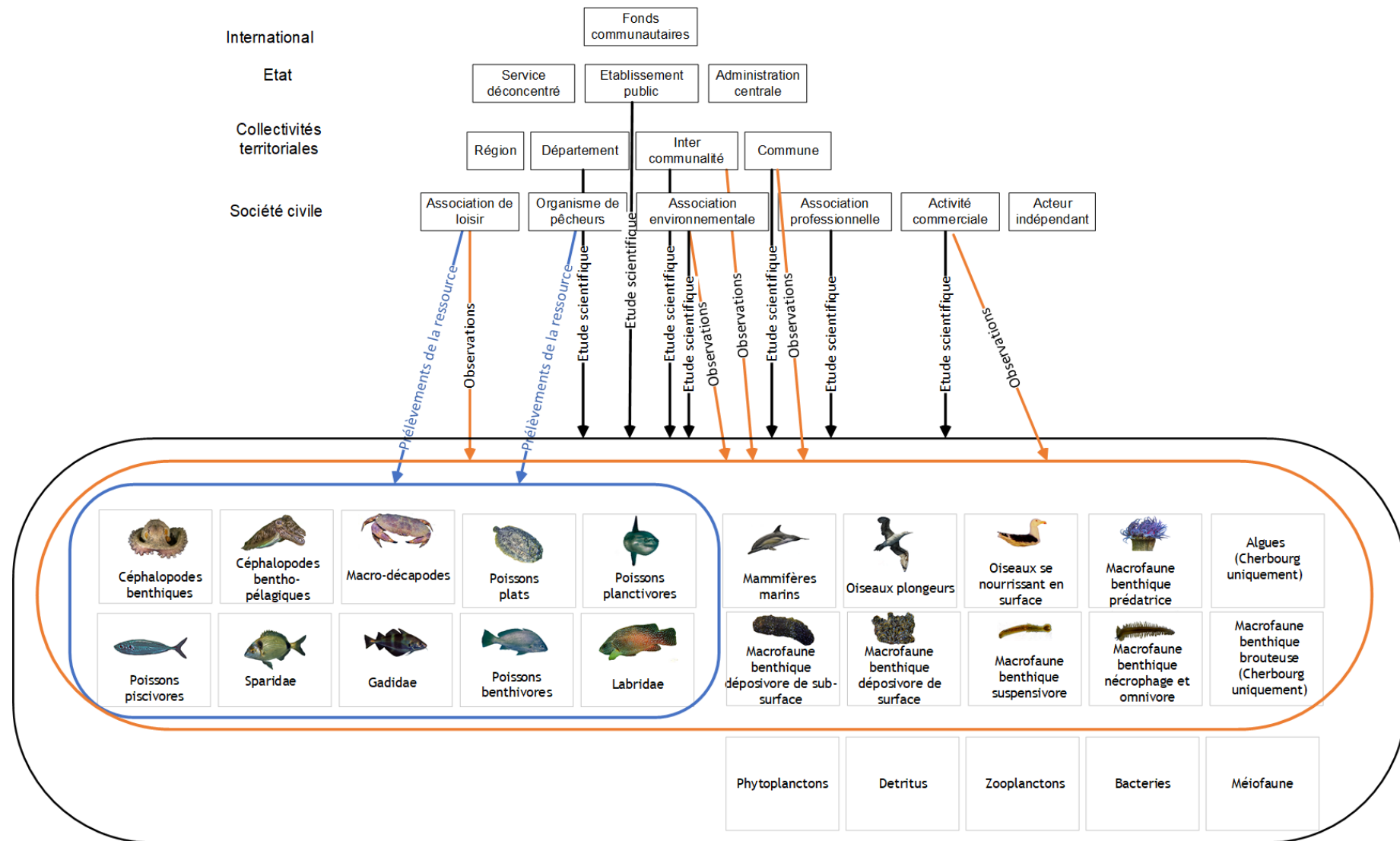


Figure 82 : Les interactions entre les types d'organisations et les groupes trophiques

3.5.2. *Les mesures de l'activités des échanges entre les réseaux*

En fonction des **types d'interaction** et des **types d'acteurs impliqués**, le nombre total d'interactions a été calculé pour chaque SES de RA (Tableau 46).

Tableau 46 : Nombre d'interactions entre les réseaux d'acteurs humains et non-humains par SES

SES étudié	Extractive (10 interactions)	Observation (20 interactions)	Etude (25 interactions)	Total des interactions
Capbreton	0	0	3	75
Oléron	0	0	3	75
Croisic	0	0	0	0
Cherbourg	0	0	2	50
Etretat	0	1	0	20
Gruissan	0	1	0	20
Agde	2	2	3	135
Carry-le-Rouet	0	0	3	75
Marseille	0	1	2	70
Vallauris	0	0	1	25

3.5.3. *Définition des échelles de notation*

La **composante Interactions** se décline en cinq variables. Les données brutes sont présentées en Annexe 7.

Le Tableau 47 présente les différentes variables qui lui sont attribuées ainsi que les indicateurs pour lesquels une échelle de notation est établie.

Tableau 47 : Définition des échelles de notations des indicateurs : Composante Interactions

Variable I1 : Exploitation	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant à la pratique d'activité de pêche ou de plongées sous-marines sur le site d'étude.	Les notes attribuées sont : 1 → Présence 0 → Absence
Variable I2 : Partage de l'information	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant à la présence de rapport ou tout autre élément de communication permettant le partage de l'information.	Les notes attribuées sont : 1 → Présence 0 → Absence

Variable I3 : Conflit	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur mesurant le conflit entre les usagers sur les sites de RA.	Les notes attribuées sont : 1 → Présence 0 → Absence
Variable I4 : Activités au sein du réseau	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant au nombre de relations entre les systèmes calculé précédemment.	La note de 1 correspond au nombre maximal d'interactions recensé au sein des réseaux étudiés (105) et 0 au nombre minimal (0)
Variable I5 : Evaluation	Echelle de notation des indicateurs
Cette variable est mesurée par deux indicateurs : - le suivi de la ressource, - la fréquence de suivi. La moyenne de ces deux indicateurs donne la valeur de la variable.	- Les notes attribuées pour le suivi de la ressource sont : 1 → Présence 0 → Absence - Les notes attribuées pour la fréquence de suivi sont arbitrairement : 1 → Annuel 0,5 → tous les 5 ans 0,25 → tous les 10 ans 0 → ponctuel

Les résultats pour chaque SES d'étude sont synthétisés dans le tableau suivant (Tableau 48).

Tableau 48 : Notes pour les variables de la composante Interactions (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).

Variable	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
I 1	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,00	1,00
I 2	0,00	1,00	0,00	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00
I 3	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00
I 4	0,15	0,37	0,00	0,56	0,56	0,15	1,00	0,56	0,48	0,24
I 5	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	0,00	0,75	0,63	0,75	0,63
Score	0,44	0,50	0,20	0,49	0,49	0,24	0,75	0,41	0,67	0,57

Le score pour la composante Interactions est calculé à partir des notes attribuées pour les cinq variables. Le score correspond à la moyenne des cinq notes.

3.6. Calcul des scores de la composante Résultats

La **composante Résultats** se décline en deux variables : la performance écologique et la performance sociale. Pour calculer les notes de ces variables, nous allons nous appuyer sur une méthode d'évaluation rapide dénommée selon son terme anglais Rapid Assessment Method (RAM) que nous détaillons ci-après.

3.6.1. Mobilisation des Rapid Assessment Method pour le calcul de la performance des RA

Les **Rapid Assessment Methods** (RAM), (Fennessy *et al.*, 2007 ; Levrel *et al.*, 2015) ont été développées aux Etats-Unis dans les années 1990 afin de répondre aux problématiques de **quantification des pertes écologiques** liées aux projets d'aménagement ainsi que de quantification des gains écologiques obtenus par des mesures dites « compensatoires », de restauration (Mechin & Pioch, 2016). Ces méthodes sont basées sur le **principe d'équivalence**, dans le sens où les gains écologiques doivent être du même type, de la même qualité et de la même quantité que les pertes subies (Ministère de la Transition écologique, 2019). Ces méthodes, dont la méthode MERCIe fait partie, ont été conçues pour le **dimensionnement de la compensation** liée aux impacts résiduels significatifs identifiés lors de l'évaluation environnementale (études d'impacts), exigée en France par la loi de 1976 et renforcée par la loi sur la Reconquête de la Biodiversité, de la Nature et des Paysages de 2016 (loi n°2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages).

Ces méthodologies ont été conçues pour aider les gestionnaires dans le dimensionnement de la compensation des études d'impacts dans l'application de la méthode Eviter Réduire Compenser (ERC). Concrètement, les pertes ou les gains écologiques provoqués respectivement par le projet d'aménagement et le projet compensatoire, sont quantifiés sur la base d'indicateurs, mesurés selon des scores donnés à partir de classes de notes (Figure 83).

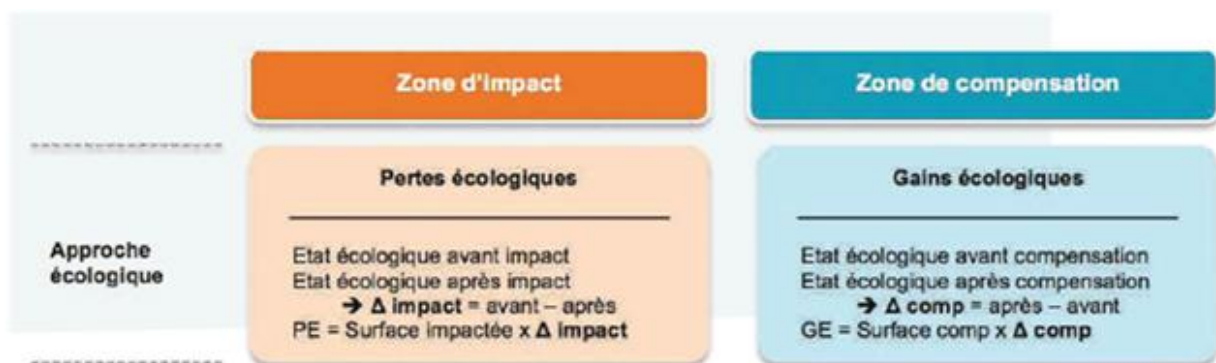


Figure 83 : Approche MERCIe-COR (Pinault *et al.*, 2017b).

L'évaluation des pertes écologiques se fait en **comparant l'état avant et l'état après projet**. Si tout le milieu est détruit par le projet, les pertes sont totales. Si le projet peut être support de biodiversité les gains sont pris en compte dans le calcul de ce qui est appelé un « delta impact » (Figure 83). Le delta impact devient l'objectif compensatoire pour obtenir une équivalence écologique (Pinault *et al.*, 2017a). Pour ce faire, les deux premières étapes de la méthodologie étudient et évaluent l'état des écosystèmes selon trois composantes (physico-chimique, habitat et espèce) et différents indicateurs mesurables. La troisième étape quantifie les gains et pertes potentiels (Jacob, 2017) qui correspond au score moyenné des trois composantes multipliées par la surface perdue ou gagnée. L'aménageur dispose ainsi d'une surface à compenser, adaptée à un type de projet de restauration et un type de projet d'aménagement (Pinault *et al.*, 2017b).

3.6.2. Adaptation de l'approche des méthodes RAM au calcul du score de la composante Résultats

Nous avons choisi de nous appuyer sur la méthodologie MERCIe pour calculer les notes des variables performances écologique et sociale. Dans notre cas, il s'agit d'utiliser cette méthode pour **caractériser l'état du système avant et après immersion de RA** et définir les gains ou les pertes sociales et écologiques. La performance étant la résultante de cette évolution.

Nous avons adapté la méthode MERCIe à notre étude (Figure 84) :

- la zone d'application devient le site de RA qui est le périmètre de la concession accordé par l'Etat, qui comprend l'emprise réelle (physique) de chaque récif au sein d'un périmètre plus large (la concession),
- une caractérisation de l'état social du SES est ajoutée,
- les gains et pertes sont mesurés par le « delta SES » qui correspond à la note moyennée des indicateurs sélectionnés (détaillé ci-après),
- le facteur surfacique n'est pas utilisé car nous évaluons les gains et pertes à l'échelle d'une même zone qui est le site de RA.

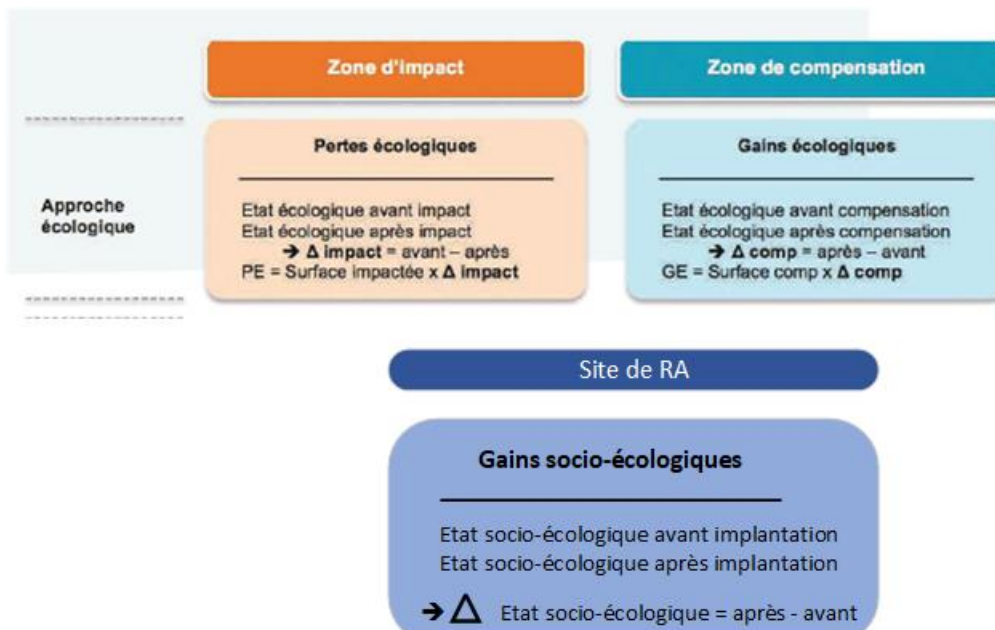


Figure 84 : Méthode MERCIe- COR adaptée aux récifs artificiels (adapté de Pinault *et al.*, 2017b)

Nous allons dans un premier temps évaluer les gains et pertes écologiques afin de déterminer la note de la variable performance écologique puis effectuer la même démarche pour la variable performance sociale. Enfin, nous calculons le score de la composante Résultats.

3.6.3. La performance écologique ; évaluation des gains et pertes écologiques

La variable performance écologique se mesure à l'aide de **huit indicateurs**.

Pour choisir les indicateurs, nous nous sommes appuyés sur des études sur les RAM en mer (Bas, 2017 ; Jacob, 2017 ; Pinault *et al.*, 2017b), les types d'indicateurs de la méthode (physico-chimique, habitat et espèce) et les données disponibles par SES d'étude. Pour mesurer de l'état des communautés biologiques, nous avons été confrontés d'une part à un manque de données pour certains SES et d'une autre part à une hétérogénéité d'indicateurs utilisés (dans certains cas la biomasse était indiquée, dans d'autres uniquement la richesse spécifique, certains privilégiaient les espèces halieutiques, tandis que d'autres dénombreaient l'ensemble des espèces observées, etc.). Pour pallier ce manque de données et cette diversité d'indicateurs, nous avons choisi de mesurer la croissance biologique à partir des indicateurs disponibles de chaque SES de RA. Le Tableau 49 présente les indicateurs pour lesquels une échelle de notation est attribuée.

Tableau 49 : Définition des échelles de notations des indicateurs :
Variable Performance écologique

Variable R1 : Performance écologique	Echelle de notation des indicateurs
<ul style="list-style-type: none"> - zone de frayères (reproduction), - zone d'alimentation, - zone de repos, refuge, migratoire pour juvénile et espèce reproductrice (habitat et nurserie), - espèces envahissantes. 	<p>Les notes attribuées sont :</p> <p>1 → Présence spécifiquement sur le site d'étude</p> <p>0,5 → Présence mais pas spécifique au site d'étude</p> <p>0 → Absence</p>
<ul style="list-style-type: none"> - niveau de fragmentation. 	<p>Notes pour le niveau de fragmentation :</p> <p>1 → Absence de fragmentation</p> <p>0,5 → Faible niveau de fragmentation</p> <p>0 → Fort niveau de fragmentation</p>
<ul style="list-style-type: none"> - pérennité des structures (écroulement, enfouissement, retrait). 	<p>Notes pour la pérennité des structures :</p> <p>1 → Tous les RA sont en place et leurs structures assurent la colonisation de la faune</p> <p>0,5 → Une partie des RA du site étudié sont endommagés, enfouis ou ont été retirés</p> <p>0 → Tous les RA sont enfouis, retirés de l'eau ou fortement endommagés (ne permettant plus la fixation des espèces benthiques)</p>
<ul style="list-style-type: none"> - fréquence d'acquisition des données (données récentes garantissant la présence des espèces dans le temps, données anciennes, post-immersion). 	<p>Notes pour la fréquence des données :</p> <p>1 → Données récentes (2016 - à nos jours)</p> <p>0,5 → Données anciennes (jusqu'en 2016)</p> <p>0 → Absence de données ou non accessible</p>
<ul style="list-style-type: none"> - croissance biologique se rapportant à différentes valeurs (biomasses, abondance, observation). 	<p>Notes pour la croissance biologique :</p> <p>1 → Augmentation</p> <p>0,5 → Stable</p> <p>0 → Diminution</p>

Pour chaque site, la note qualifiant l'état écologique avant et après immersion de RA est calculée comme la somme des notes de chaque indicateur ramené à 1 (Tableau 50). Aucun poids n'est attribué aux indicateurs car ils sont considérés comme également descriptifs de l'état du milieu.

Pour évaluer l'état écologique avant implantation de RA, nous nous sommes appuyés soit sur des études préliminaires réalisées sur le site (étude d'impact avant immersion) soit sur des études plus globales réalisées dans le cadre de la Directive Cadre de la Stratégie pour le Milieu Marin (OFB, 2019). Concernant, l'indicateur de croissance biologique, le milieu avant implantation est considéré comme stable.

Enfin, la perte ou le gain écologique est calculé en faisant la différence des notes après et avant (delta état socio-écologique), donnant une note de performance écologique. Si le résultat est négatif, il y a des pertes écologiques. S'il est positif, les RA participent à l'amélioration de l'état et des fonctionnalités du milieu (Tableau 50).

Tableau 50 : Notes des performance écologiques des SES de RA étudiés

Etat écologique	Note Avant implantation de RA	Note Après implantation de RA	Note de performance écologique R1 (delta état socio-écologique)
Etretat	0,50	0,68	0,18
Cherbourg	0,62	0,90	0,28
Croisic	0,60	0,73	0,13
Oléron	0,77	0,82	0,05
Capbreton	0,72	0,77	0,05
Gruissan	0,50	0,63	0,13
Agde	0,60	0,73	0,13
Carry-le-Rouet	0,77	0,87	0,10
Marseille	0,72	0,82	0,10
Vallauris	0,73	0,78	0,05

Toutes les notes sont positives montrant la capacité des RA à fournir un habitat attrayant et fonctionnel pour la faune. Cependant cette note de performance est à analyser en tenant compte de l'état initial. En effet, certains SES ont des notes de performance faibles mais des notes avant implantation élevées, montrant que le milieu initial comportait déjà un intérêt pour la faune. Dans ces cas-là, l'amélioration des fonctionnalités écologiques est moins importante (exemple d'Oléron). La note finale de performance écologique (R1) servira au calcul du score pour la composante Résultats.

3.6.4. La performance sociale : évaluation des gains et pertes sociales

Sur le même principe que l'évaluation de la performance écologique, des **indicateurs sociaux** ont été choisis. La méthode MERCIe n'étant pas développée pour évaluer les gains sociaux des projets, nous n'avons pas pu nous inspirer d'indicateurs existants. Nous nous sommes alors appuyés sur les résultats de notre analyse des réseaux d'acteurs et des intérêts des RA pour définir les indicateurs. La variable Performance sociale se mesure à l'aide de **huit indicateurs**.

Le Tableau 51 présente les indicateurs pour lesquels une échelle de notation est attribuée.

Tableau 51 : Définition des échelles de notations des indicateurs :
Variable Performance sociale

Variable R2 : Performance sociale	Echelle de notation des indicateurs
<ul style="list-style-type: none"> - animateurs de gestion, - exploitation économique, - ouvrage de protection physique (fonction de sécurité), - communication, action d'éducation et de sensibilisation, - relations entre les acteurs, - étude scientifique, 	<p>Les notes attribuées sont :</p> <p>1 → Présence spécifiquement au sein du SES de RA étudié</p> <p>0,5 → Présence mais pas spécifique au sein du SES de RA étudié</p> <p>0 → Absence</p>
<ul style="list-style-type: none"> - fréquence d'acquisition des données sur les acteurs, 	<p>Notes pour la fréquence des données :</p> <p>1 → Données récentes (2016 - à nos jours)</p> <p>0,5 → Données anciennes (jusqu'en 2016)</p> <p>0 → Absence de données ou non accessible</p>
<ul style="list-style-type: none"> - croissance du nombre d'acteurs impliqués. 	<p>Notes pour la croissance de la biodiversité :</p> <p>1 → Augmentation</p> <p>0,5 → Stable</p> <p>0 → Diminution</p>

Pour chaque SES de RA, la note qualifiant l'état social avant et après immersion de RA est la somme des notes de chaque indicateur ramené à 1 (Tableau 52). Aucun poids n'est attribué aux indicateurs car ils sont considérés comme également descriptifs de l'état social.

Pour qualifier l'état de référence, les études sur les activités humaines menées dans le cadre de la DCSMM ont été utilisées (Cartes des enjeux, OFB, 2019).

Enfin, la perte ou le gain social est calculé en faisant la différence des notes après et avant, donnant une note de performance R2.

Tableau 52 : Notes de la variable performance sociale des SES de RA étudiés

Etat Social	Note Avant implantation de RA	Note Après implantation de RA	Note de performance sociale R2 (delta site)
Etretat	0,48	0,05	-0,43
Cherbourg	0,35	0,42	0,07
Croisic	0,52	0,40	-0,12
Oléron	0,52	0,75	0,23
Capbreton	0,43	0,72	0,28
Gruissan	0,22	0,28	0,07
Agde	0,27	0,77	0,50
Carry-le-Rouet	0,65	0,90	0,25
Marseille	0,62	0,75	0,13
Vallauris	0,40	0,48	0,08

Les notes de performance sociale reflètent uniquement l'évolution des apports sociaux (gains ou pertes) tandis que les notes après implantation reflètent l'état social total avec RA. Certains SES de RA ont une note négative représentant une diminution de l'implication des acteurs (Croisic). Les notes de performance sociale (R2) sont utilisées pour calculer le score de la composante Résultats.

3.6.5. Le score de la composante Résultats

Les notes des variables R1 et R2 pour chaque SES étudié sont synthétisées dans le tableau 53.

Tableau 53 : Notes pour les variables de la composante Résultats (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).

Variables	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
R1	0,18	0,28	0,13	0,05	0,05	0,13	0,13	0,10	0,10	0,05
R2	-0,43	0,07	-0,12	0,23	0,28	0,07	0,5	0,25	0,13	0,08
Score	-0,12	0,18	0,01	0,14	0,17	0,10	0,32	0,18	0,12	0,07

Le score pour la composante Résultats est calculé à partir des notes attribuées pour les deux variables. Le score correspond à la moyenne des deux notes.

3.7. Calcul des scores de la composante Ecosystèmes reliés

La composante **Ecosystèmes reliés** se décline en trois variables. Le Tableau 54 présente les différentes variables qui lui sont attribuées ainsi que les indicateurs pour lesquels une échelle de notation est établie.

**Tableau 54 : Définition des échelles de notations des indicateurs :
Ecosystèmes reliés**

Variable Eco1 : Changement climatique	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant aux effets potentiels du changement climatique sur le système.	Les notes attribuées sont : 1 → Présence 0 → Absence
Variable Eco2 : Pollution	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant à la présence de pollution et son effet sur le système.	Les notes attribuées sont : 1 → Présence 0 → Absence
Variable Eco3 : Flux entrant et sortant	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant à la présence de flux entrant et sortant.	Les notes attribuées sont : 1 → Présence 0 → Absence

Les notes pour chaque SES de RA étudié sont synthétisées dans le tableau suivant (Tableau 55).

Tableau 55 : Notes pour les variables de la composante Ecosystèmes Reliés (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).

Variable	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
Eco 1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Eco 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eco 3	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Score	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66	0,66

Le score pour la composante **Ecosystèmes reliés** est calculé à partir des notes attribuées pour les trois variables. Le score correspond à la moyenne des trois notes.

Les scores étant identiques pour l'ensemble des SES de RA étudiés, cette composante ne sera pas utilisée pour l'analyse comparative.

3.8. Calcul des scores de la composante Paramètres Sociaux et Economiques

La composante **Paramètres Sociaux et Economiques** est représentée par une variable.

Le Tableau 56 présente la variable ainsi que l'indicateur pour lequel une échelle de notation est établie.

**Tableau 56 : Définition des échelles de notations des indicateurs :
Composante Paramètres Sociaux et Economiques**

Variable PSE1 : Développement économique	Echelle de notation de l'indicateur
Cette variable est mesurée par un indicateur correspondant à la présence Développement économique en dehors du système.	Les notes attribuées sont : 1 → Présence 0 → Absence

Les notes pour chaque SES de RA étudié sont synthétisées dans le Tableau 57.

Tableau 57 : Notes pour les variables de la composante Paramètres Sociaux et Economiques (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Guissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).

Variable	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
SR 1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Score	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Le score pour la composante **Paramètres Sociaux et Economiques** est identique à ceux de la seule variable la caractérisant.

Les scores étant identiques pour l'ensemble des SES de RA étudiés, cette composante ne sera pas utilisée pour l'analyse comparative.

4. Résultats de l'analyse comparative des systèmes socio-écologiques de récifs artificiels

Les calculs des scores de chaque composante ont été réalisés dans le but d'analyser les SES des sites de RA. Nous rappelons que nous avons décidé de mener une analyse comparative des SES dont les résultats sont présentés ci-après.

4.1. Analyse et cartographie comparative des scores des composantes par SES étudié

Les scores établis précédemment permettent de **comparer les SES de RA** étudiés entre eux pour chaque composante (Leslie *et al.*, 2015 ; Figure 85).

Partie 3 : Application de l'évaluation de la performance socio-écologique des aménagements en récifs artificiels

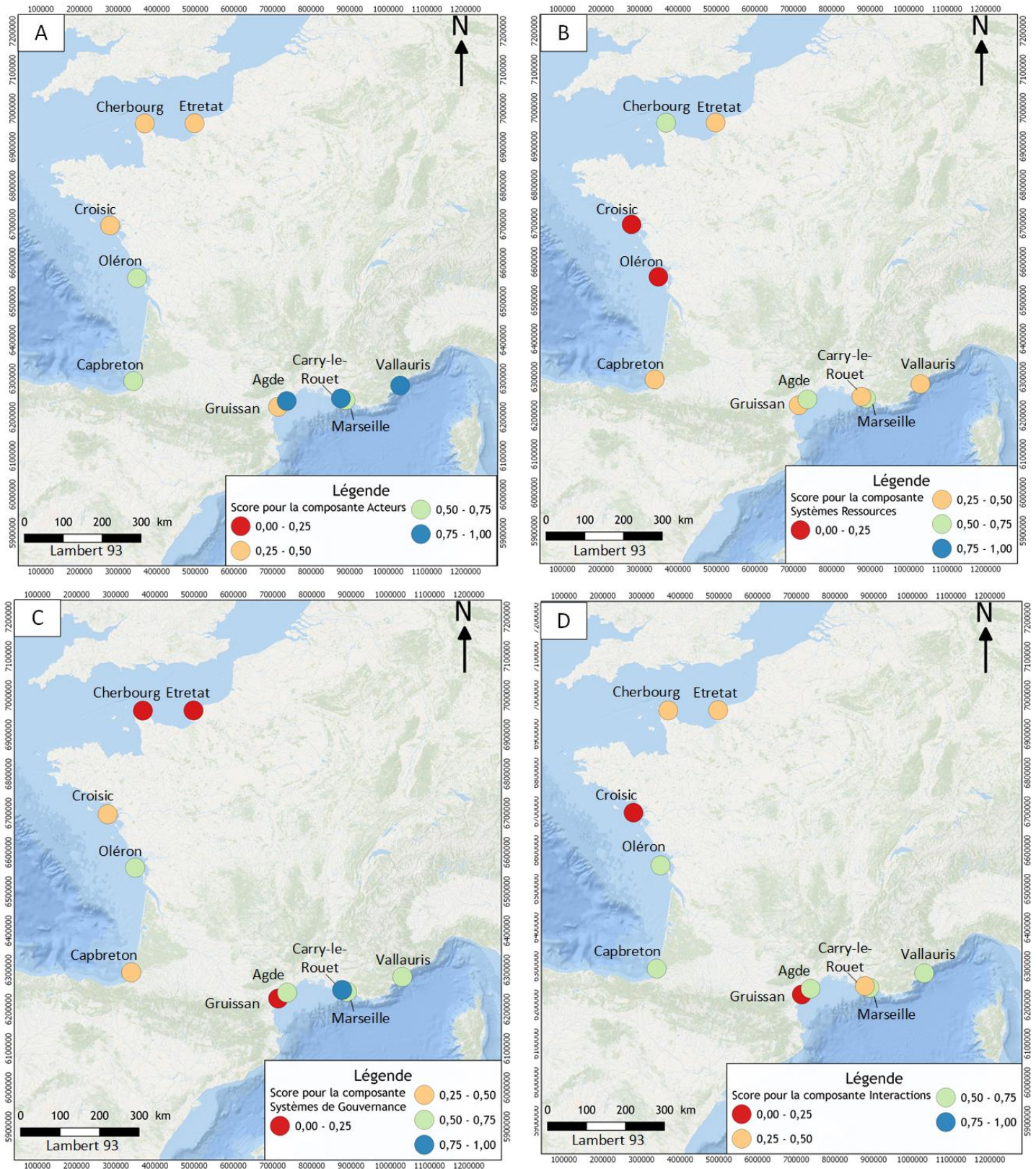


Figure 85 : Cartographies des scores de chaque composante des SES correspondant à un site de RA étudié (A : Acteurs; B: Systèmes de Ressources; C: Systèmes de Gouvernance ; D: Interactions)

Les scores de la composante Acteurs sont compris entre 0,30 et 0,81 avec une moyenne de 0,59. Trois SES ont des valeurs supérieures à 0,75 : Agde, Carry-le-Rouet et Vallauris. Tandis que quatre SES ont des valeurs inférieures à 0,5 : Etretat, Cherbourg, Croisic et Gruissan.

Les scores de la composante Interactions sont compris entre 0,2 et 0,75 avec une moyenne de 0,48. Aucun site n'a de valeur supérieure à 0,75 tandis que deux sites ont des valeurs inférieures à 0,25.

Les scores de la composante Systèmes Ressources sont compris entre 0,14 et 0,69 avec une moyenne de 0,42. Aucun SES n'a de valeur supérieure à 0,75 ; tandis que sept SES ont des valeurs inférieures à 0,5 : Etretat, Croisic, Oléron, Capbreton, Gruissan, Carry-le-Rouet et Vallauris.

Les scores de la composante Systèmes de Gouvernance sont compris entre 0,06 et 0,93 avec une moyenne de 0,46. Un seul SES a une valeur supérieure à 0,75 ; Carry-le-Rouet, tandis que trois SES ont des valeurs inférieures à 0,25 : Etretat, Cherbourg et Gruissan.

Les scores de la composante Résultats sont compris entre -0,12 et 0,32 avec une moyenne de 0,11 (Figure 86). Le SES ayant la plus haute valeur est Agde et celui avec la plus basse Etretat.

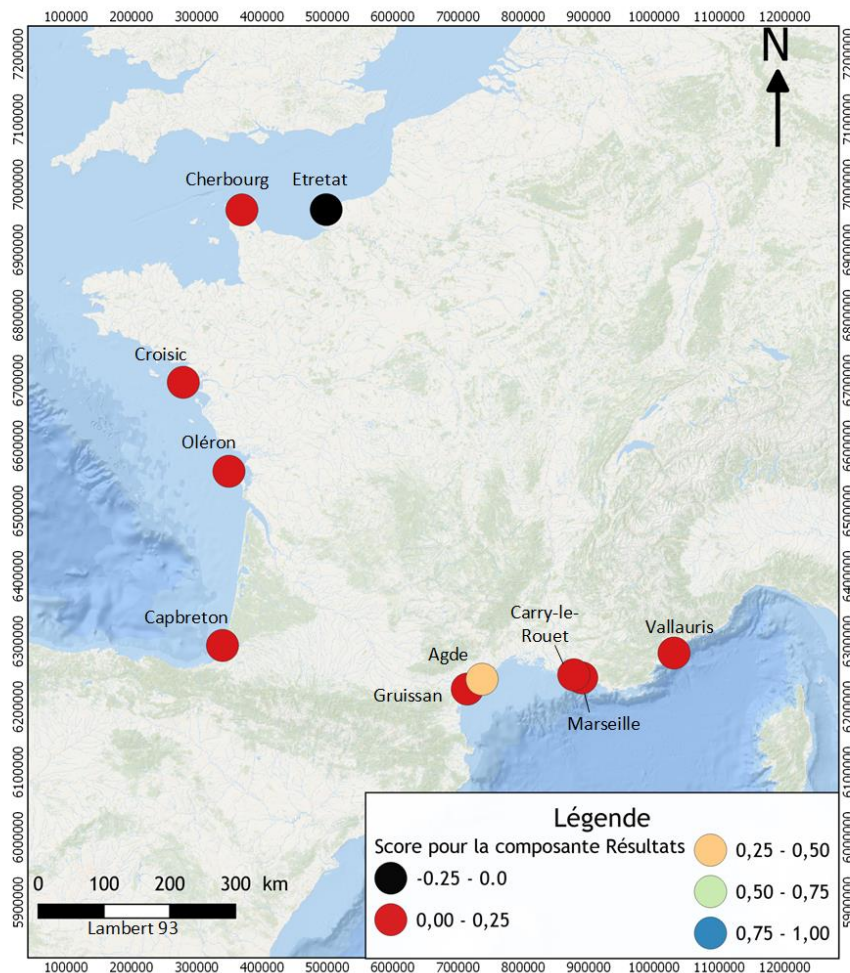


Figure 86 : Cartographie des scores de la composante Résultats des SES correspondant à un site de RA étudié

Le SES du Croisic présente les plus faibles scores sur l'ensemble des composantes. A l'inverse, le SES d'Agde présente les plus hauts scores.

Par façade, les SES de la Manche (Etretat et Cherbourg) ont des classes de scores similaires pour trois des cinq composantes. Dans le détail, les scores du Système Ressource et des Résultats sont plus importants sur Cherbourg que sur Etretat. Sur les autres façades, il y a peu de similarité entre les SES d'une même façade. Il est tout de même possible de noter que deux SES en Méditerranée, Vallauris et Marseille, ont des scores proches pour les composantes Systèmes de Gouvernance, Interactions et Résultats.

4.2. Les caractéristiques communes des systèmes en fonction de leur performance socio-écologique

Nous avons choisi d'analyser plus en détail la composante Résultats formée des variables performance écologique (R1) et performance sociale (R2).

A partir des notes obtenues après implantation et des notes finales pour les variables R1 et R2, l'analyse statistique exploratoire par ACP (axes F1 et F2 représentant 83,62% des variables) puis la Classification Ascendante Hiérarchique ont mis en évidence trois types de systèmes (Figure 87).

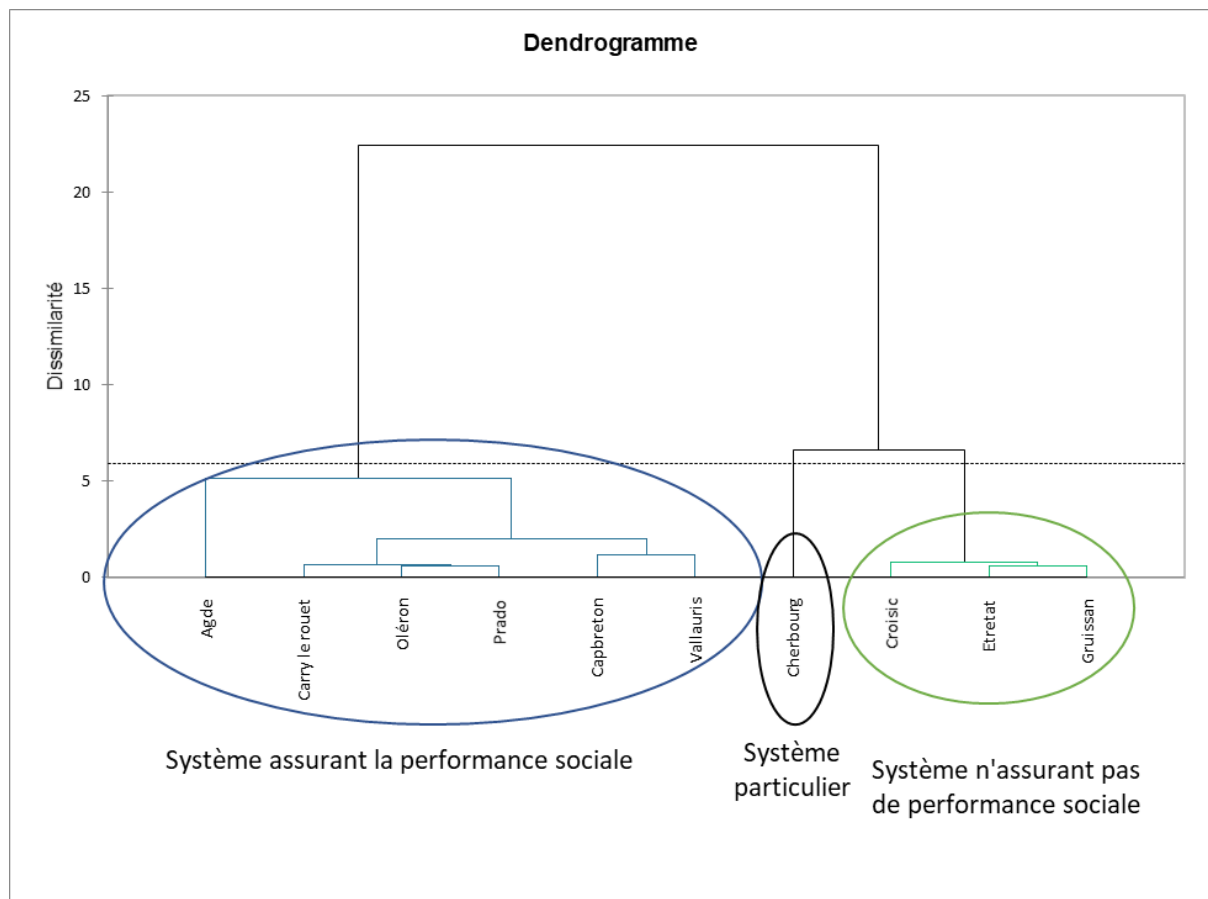


Figure 87 : Classification Ascendante Hiérarchique des résultats socio-écologiques

Nous l'avons vu avec les notes de performance écologique, l'ensemble des SES ont des notes après implantation de RA supérieure à 0,5/1 et des notes finales positives, assurant un gain écologique.

Ce sont donc les notes issues de la performance sociale qui les distinguent principalement. Les SES peuvent être classés de la manière suivante :

- Les systèmes **n'assurant pas de performance sociale** ;
- Les systèmes **assurant la performance sociale** ;
- Le **système particulier** de Cherbourg.

Les résultats sont abordés par type de SES et décrits à partir de leurs composantes (Acteurs, Systèmes Ressources, Systèmes de Gouvernance et Interactions) dans les paragraphes suivants.

4.2.1. Les systèmes socio-écologiques n'assurant pas de performance sociale

Trois SES de RA appartiennent à la catégorie de SES n'assurant pas de performance sociale : **Etretat, Croisic et Gruissan**. Ces SES sont caractérisés par une performance sociale faible correspondant à des notes après implantation de RA inférieures à 0,5 et des gains sociaux négatifs ou très faible. En revanche, les notes de performance écologique sont positives avec des gains importants après implantation de RA.

Les **Acteurs** de ces SES, comme nous l'avons vu en Partie 2, sont peu nombreux. Les acteurs concessionnaires assurent la gestion des sites, fautes d'acteurs gestionnaires désignés spécifiquement. Les relations sont peu développées et l'information ne circule pas entre les acteurs. Ce sont des réseaux dont les acteurs piliers sont les établissements publics, les Communes ou la Région.

Les **Systèmes Ressources**, avec le peu de données disponibles pour les décrire, sont similaires sur les trois sites et la taille du système est de même ordre de grandeur (0,1 km²).

Si au niveau des deux premières composantes, les SES ont des ressemblances, concernant la composante Systèmes de Gouvernance, les trois SES étudiés se différencient et notamment sur les règles d'usages :

- sur le site d'Etretat, un cantonnement de pêche était établi,
- au Croisic le site est interdit à toute activité,
- sur le site de Gruissan tous les usages sont autorisés.

Les **organismes de gouvernance** sont également différents et appartiennent à chacune des trois principales familles d'acteurs (Etat, collectivités territoriales et société civile). Cependant sur chacun des sites, aucune organisation n'assure le contrôle des règles d'usages ni les suivis, qu'ils soient sociaux ou écologiques. Enfin, peu d'organisations financeuses sont sollicitées.

Les **Interactions** avec le système ressource sont faibles et sont à mettre en concordance avec les règles d'usages établies. Ainsi, au Croisic, aucune interaction n'a lieu avec le système ressource du fait notamment de l'interdiction totale d'accès au site alors qu'à Gruissan, des interactions ont lieu à travers les activités de pêche et de plongée.

Ce type de SES est caractérisé par le peu d'acteurs impliqués, une absence de contrôle de la ressource et de faibles interactions entre les acteurs et le système ressource. Ces SES n'assurent effectivement que peu de performance sociale. De ce fait, ils sont considérés comme privilégiant uniquement la performance écologique. Toutefois, il est nécessaire de souligner que ces SES ne représentent pas non plus les systèmes avec les performances écologiques les plus élevées.

4.2.2. *Les systèmes socio-écologiques assurant la performance sociale*

Six SES de RA appartiennent à la catégorie de SES assurant la performance sociale : Oléron, Capbreton, Agde, Carry-le-Rouet, Marseille et Vallauris. Ces SES sont caractérisés par une performance sociale forte correspondant à des notes après implantation de RA supérieures à 0,48 et des gains sociaux positifs. Les notes de performance écologique sont également positives avec des gains importants après implantation de RA.

Les **Acteurs** de ces SES, comme nous l'avons vu en Partie 2, sont nombreux et diversifiés. Les relations sont très développées et l'information circule bien entre les acteurs. Ce sont des réseaux dont les acteurs piliers sont les établissements publics, les Communes ou les associations environnementales.

Les **Systèmes Ressources** sont hétérogènes. Certains sites ont des surfaces d'implantation conséquentes de l'ordre du km² tandis que d'autres sont plus restreints de l'ordre de 0,1 km². Les volumes immergés varient également entre 830 m³ et 270 300 m³. Enfin, ces systèmes se caractérisent par des valeurs de richesse spécifique permettant de déterminer leur productivité.

Concernant la **Gouvernance du Système**, les règles d'accès sont principalement régies par des arrêtés préfectoraux et l'interdiction totale d'activité est privilégiée. Les relations entre les acteurs sont bien développées au sein de réseaux complexes et les sites sont principalement intégrés dans des programmes de gestion plus large (Parc marin, AMP ou Natura 2000). Les organismes financeurs sont diversifiés (au moins deux types d'organismes).

Le nombre d'**interactions** avec le système ressource est variables d'un site à l'autre mais est globalement supérieur à 25, dépendant du nombre d'activités de pêche, de suivis biologiques et d'observations menées.

Ce type de SES est caractérisé par un score important de la composante Acteurs (nombreux acteurs, nombreuses relations entre acteurs), une gouvernance privilégiant l'interdiction totale d'usages (hormis Agde), une intégration dans une planification territoriale plus large au site d'étude (hormis Capbreton) et des interactions très développées entre les acteurs et le système ressource.

4.2.3. *Le SES de Cherbourg, un système socio-écologique particulier*

Le SES de Cherbourg est caractérisé par une très haute performance écologique (la meilleure note finale), une performance sociale faible mais des gains sociaux tout de même positifs.

Il se distingue des autres SES étudiés car l'immersion des RA est récente, ce n'est cependant pas le site le plus récent.

Un des objectifs spécifiques est l'amélioration des connaissances scientifiques. De ce fait, les acteurs impliqués appartiennent principalement à la communauté scientifique ce qui pourrait expliquer le nombre plus faible d'**acteurs** au sein du SES.

Le **Système Ressource**, quant à lui, est bien étudié et de nombreuses données sont disponibles. La **Gouvernance du Système** est laissée à la charge de l'acteur concessionnaire, limitant les relations de concertation sur ce point. Les règles d'usages choisies sont l'interdiction totale

d'activité sur le site. Les **Interactions** avec la ressource sont spécifiquement liées aux études scientifiques menées car aucune sensibilisation et peu de communication vers le grand public sont établies.

4.3. Les relations entre les composantes des SES étudiés

Le cadre d'analyse des SES offre la possibilité d'explorer les liens entre les performances sociales et écologiques et plus généralement entre les composantes formant le système.

Afin de comprendre les relations entre les composantes des SES et notamment le lien entre les autres composantes et les Résultats, nous avons choisi de tester les corrélations entre les composantes Acteurs, Systèmes Ressource, Système de Gouvernance et Interaction avec les variables de la composante Résultats, performance écologique et performance sociale (Tableau 58).

Tableau 58 : Matrice de corrélation des composantes du système socio-écologique de RA (en gras les valeurs significatives $p < 0,05$)

Variable et Composante	Performance sociale	Performance écologique	Acteurs	Systèmes Ressources	Systèmes de Gouvernance	Interactions
Performance sociale	1	0,544	0,753	0,000	0,822	0,575
Performance écologique		1	0,222	0,123	0,537	0,337
Acteurs			1	-0,080	0,849	0,623
Systèmes Ressources				1	-0,135	0,533
Systèmes de Gouvernance					1	0,422

Les composantes **Acteurs**, **Systèmes de Gouvernance** et la variable **Performance sociale** sont **positivement corrélées** de manière significative (test de Pearson : $p=0,012$ pour Acteurs et Performance sociale ; $p=0,003$ pour Systèmes de Gouvernance et Performance sociale ; $p=0,002$ pour Acteurs et Systèmes de Gouvernance). Ces corrélations signifient que les composantes Acteurs et Systèmes de Gouvernance ont une influence positive sur la Performance sociale. Plus les valeurs des composantes Acteurs et Systèmes de Gouvernance sont élevées, meilleurs seront les Performances sociales.

Les autres corrélations observées ne sont pas significatives. Il n'est donc pas possible de conclure sur une influence des composantes Systèmes Ressources, Systèmes de Gouvernance, Interactions ou même Acteurs sur la Performance écologique. De même, la corrélation entre la Performance sociale et la Performance écologique n'est pas significative.

5. Discussion

Nous proposons dans cette partie de mettre en exergue les principaux résultats de l'analyse des SES, à savoir les caractéristiques communes des SES de RA et les composantes influençant les performances socio-écologiques. Enfin, nous discuterons des apports de ces résultats dans une perspective d'amélioration continue de la gestion intégrée des territoires côtiers.

5.1. Limites de l'étude

L'analyse des SES a supposé un choix dans les variables et indicateurs utilisés qui a des répercussions sur les résultats. Il est donc important de bien comprendre les limites de cette étude.

5.1.1. Limite due à l'échantillonnage

Bien que les SES étudiés représentent le fonctionnement de 45% des SES de RA en France, les analyses statistiques réalisées se basent sur un échantillon de dix SES de RA. Les groupes de similitudes effectués sont, pour certains, composés d'un ou trois SES ce qui est assez faible pour obtenir des valeurs statistiques robustes.

Une étude similaire portant sur la performance des AMP en Méditerranée pour la gestion des pêcheries côtière intègre 25 SES pour 23 variables (Di Franco *et al.*, 2016), une autre sur les pêcheries côtières au Mexique prend en compte 12 SES pour 13 variables (Leslie *et al.*, 2015). Notre étude se situe entre les deux en intégrant 10 SES pour 22 variables.

L'interprétation et l'usage de ces résultats devront tenir compte de ces limites.

5.1.2. Le manque d'indicateurs pour la composante Systèmes Ressources

La composante Systèmes Ressources comprend trois variables qui décrivent uniquement la structure du système (limite du système, taille du système et productivité du système). Les indicateurs comme la biomasse, la richesse spécifique ou la maturité n'ont pas pu être pris en compte, du fait d'un manque de données sur certains sites d'étude.

Comme évoqué en introduction, les données de description de la faune sur les RA sont partielles, la description de la faune benthique, par exemple, n'est présente que sur la moitié des sites étudiés. Bien que les protocoles et les méthodes d'acquisition des données soient similaires sur les sites d'étude (plongée sous-marine et pêche expérimentale), la puissance d'échantillonnage est très inégale entre les sites étudiés, variant de campagnes ponctuelles à des campagnes annuelles. Par conséquent, la richesse spécifique observée peut être sous-estimée ou au contraire surestimée selon les variations environnementales naturelles (température de l'eau, courant, etc.).

Un autre paramètre à prendre en compte dans l'analyse du système est son âge. Deux cas d'étude, Oléron et Cherbourg, n'en sont pas aux mêmes périodes de vie des RA que les autres SES étudiés car ces RA ont été implantés plus récemment. Les valeurs de leurs indicateurs peuvent être alors influencés par ce paramètre.

Pour toutes ces raisons, les indicateurs caractérisant la faune présente sur les RA n'ont pas été utilisés. L'interprétation et l'usage du score de la composante Systèmes Ressources doit tenir compte de ce paramètre.

5.1.3. *Limites de la notation*

Le système de notation et les scores calculés comportent également certaines limites. Au moment de l'évaluation, même si celle-ci se base sur des éléments bibliographiques, une certaine subjectivité peut s'exprimer (Gallacher *et al.*, 2016). Pour limiter ce biais, les notes ont été attribuées par une seule et même personne, réduisant la différence de subjectivité qu'il pourrait y avoir si plusieurs personnes devaient intervenir.

5.2. L'évaluation de la performance des récifs artificiels devenue possible : comparaison des critères de succès avec la composante Résultats du SES

Les RA, en tant qu'outils d'aménagement, ne fournissent pas à eux seuls les fonctions socio-écologique recherchées. C'est bien **l'ensemble des composantes du SES** de RA qui participe à **produire des fonctions socio-écologiques** (Ecologique, Economique, Culturel, Sécurité et Relationnel). Dès lors, l'évaluation de la performance des RA revient à questionner directement **la performance du SES** en adéquation avec les objectifs spécifiques.

Les résultats de performance socio-écologique ont été mesurées à l'aide des **indicateurs** définis en Partie 1 et adaptés à chaque objectif spécifique des RA. Ainsi, plus la note de performance est élevée, plus le SES de RA assure de nombreuses fonctions. Pour autant, tous les SES de RA n'ont pas vocation à remplir tous les objectifs spécifiques possibles. Les performances socio-écologiques sont donc à **nuancer au regard des objectifs spécifiques** de chacun des projets de RA. Pour mener à bien l'évaluation, nous allons vérifier l'atteinte des objectifs en comparant les critères de succès avec les valeurs des indicateurs pour chaque projet de RA. Les indicateurs choisis pour mesurer chaque objectif sont présentés en Figure 88.

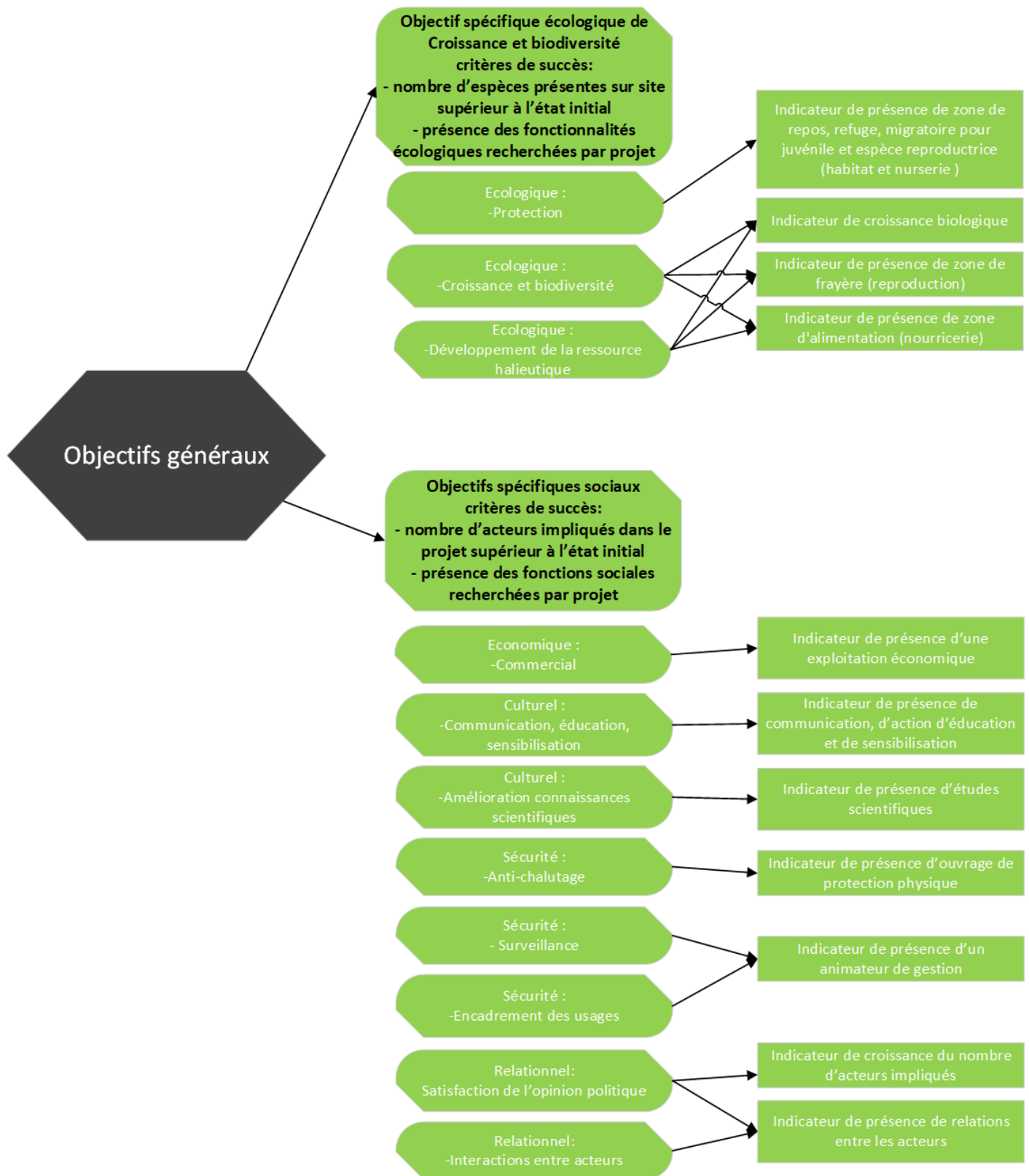


Figure 88 : Choix des indicateurs adaptés aux objectifs spécifiques socio-écologiques des RA

Les résultats de cette comparaison sont présentés dans les tableaux suivants en spécifiant quels objectifs sont atteints pour chaque SES de RA étudiés (Tableau 59 ; Tableau 60). Sans précision sur les espèces halieutiques visées, nous avons considéré toutes les espèces présentes sur les RA sans distinction. Le développement de la ressource halieutique est donc mesuré par les mêmes

indicateurs que ceux de la croissance et de la biodiversité de la faune et flore marine au sens large. Dans certains cas, des fonctions non attendues des SES de RA sont mises en évidence. Celles-ci sont alors répertoriées en tant que fonction supplémentaire mais ne rentrent pas dans le cadre de l'évaluation.

Tableau 59 : Synthèse des résultats de l'évaluation des objectifs spécifiques écologiques

Site étudié	Objectif atteint	Objectif non atteint	Fonction supplémentaire	Note de la variable performance écologique
Etretat	Croissance et biodiversité et développement de la ressource halieutique	/	/	0,18
Cherbourg	Protection, croissance et biodiversité	/	/	0,28
Croisic	Croissance et biodiversité et développement de la ressource halieutique	/	/	0,13
Oléron	Protection, croissance et biodiversité et développement de la ressource halieutique	/	/	0,05
Capbreton	Protection, croissance et biodiversité et développement de la ressource halieutique	/	/	0,05
Gruissan	Croissance et biodiversité et développement de la ressource halieutique	/	/	0,13
Agde	Croissance et biodiversité et développement de la ressource halieutique	/	Protection	0,13
Carry-le-Rouet	Protection, croissance et biodiversité	/	/	0,10
Marseille	Protection, croissance et biodiversité	/	/	0,10
Vallauris	Protection, croissance et biodiversité	/	/	0,05

Le SES d'Agde se distingue en procurant une fonction de protection écologique qui n'était pas attendue à l'origine du projet. Les résultats montrent que, d'un point de vue écologique, les SES de RA étudiés remplissent tous leur objectif spécifique.

Les RA étudiés ont donc un effet positif sur le milieu naturel. Ce constat est à nuancer avec quelques **expériences d'échec écologique**. Dans les années 1970 en Floride, des milliers de pneus sans lestage ont été immergés en tant que RA. La première tempête dispersa les pneus le long des

côtes engendrant une destruction de certains habitats environnant comme les récifs coralliens (Sherman & Spieler, 2006). Il faut ajouter à cet échec de **dimensionnement du poids** des RA, une non-adaptabilité du matériau en lui-même. En effet, après des dizaines d'années sous l'eau, les pneus apparaissent peu colonisés (Sherman & Spieler, 2006). Ces constats ont conduit à plusieurs campagnes de retrait de ces RA et notamment en 2013-2014 sur la côte méditerranéenne (Daniel *et al.*, 2014). Un autre échec de performance écologique recensé est **l'enfouissement** des RA. Les RA modifient localement la courantologie, engendrant un système de turbulence de courant en pied de récif. Ces turbulences génèrent une remobilisation sédimentaire formant une cuvette autour des RA et pouvant conduire à leur enfouissement total (Prosperi, 2020 ; Oudon *et al.*, accepté). Sans détériorer les habitats alentours, l'enfouissement des RA ne permet pas d'assurer les fonctions écologiques pour lesquelles les RA ont été immergés.

Ainsi, la **recherche au préalable sur les matériaux et les paramètres abiotiques** du milieu est primordiale à la performance écologique. Une fois ces problématiques écartées, les RA assurent une performance écologique.

Concernant les objectifs spécifiques sociaux, cinq sites atteignent tous leurs objectifs (Cherbourg, Capbreton, Carry-le-Rouet, Marseille et Vallauris), dont deux qui procurent une fonction supplémentaire (Vallauris et Capbreton). Les autres n'atteignent pas tous leurs objectifs et notamment les objectifs économiques (Tableau 60).

Tableau 60 : Synthèse des résultats de l'évaluation des objectifs spécifiques sociaux

Site étudié	Objectif atteint	Objectif non atteint	Fonction supplémentaire	Note de la variable performance sociale
Etretat		Economique et culturelle	Sécurité	-0,43
Cherbourg	Sécurité et culturelle	/	/	0,07
Croisic	Sécurité	Culturelle et relationnelle	/	-0,12
Oléron	Culturelle, sécurité et relationnelle	Economique	/	0,23
Capbreton	Sécurité	/	Culturelle	0,28
Gruissan	Sécurité	Relationnelle	/	0,07
Agde	Culturelle, sécurité et relationnelle	Economique	/	0,50
Carry-le-Rouet	Culturelle, sécurité et relationnelle	/	/	0,25
Marseille	Culturelle, sécurité et relationnelle	/	/	0,13
Vallauris	Culturelle, et relationnelle	/	Sécurité	0,08

Dès l'origine des projets, seulement 30% des projets étudiés avancent un objectif économique dans le sens d'un soutien à l'économie locale. Contrairement à d'autres pays européens comme le Portugal, l'Espagne ou l'Italie, les RA étudiés ne remplissent actuellement pas de fonction

économique. Trois sites se distinguent en apportant au système uniquement la fonction sécurité correspondant à l'aspect réglementaire de l'encadrement des usages (Croisic, Gruissan et Etrétat). Autrement dit, ces SES échouent dans l'établissement de fonctions culturelles et relationnelles initialement attendues.

Si nous devons faire un bilan, l'évaluation socio-écologique des RA montre donc **un résultat mitigé**. Si la performance écologique est bien présente sur les sites étudiés, ce n'est pas le cas de la performance sociale. Les fonctions sociales principales des SES de RA sont la mise en place d'une réglementation, d'un encadrement des usages puis la diffusion des connaissances sur l'espace marin.

Au sein de quelques SES de RA, des études sur la **perception de la performance** des RA ont été menées :

- Tout d'abord **sur Agde**, une enquête menée en 2011-2012 auprès des usagers (pêcheurs professionnels, de loisirs, plongeurs et chasseur sous-marins) corrobore l'absence de fonction économique des RA et la présence des fonctions relationnelles et de sécurité des RA en réduisant les conflits entre les usagers (Tessier, 2013) ;
- La deuxième étude cible les usagers du **Parc Marin de la Côte Bleue** et leur perception sur l'effet réserve des sites comme celui de Carry-le-Rouet (Alban *et al.*, 2008 ; Leleu, 2012 ; Leleu *et al.*, 2012 ; Charbonnel, 2015). Cette étude, bien qu'axée sur l'effet réserve et non spécifiquement sur les RA, montre tout de même que l'aspect économique des zones protégées n'est pas la fonction recherchée, contrairement à la fonction environnementale et réglementaire d'encadrement des usages. L'information entre le gestionnaire et les usagers, hormis les pêcheurs de bord, est perçue comme suffisante confirmant la fonction relationnelle du SES.

Ces résultats confirment ceux de notre évaluation pour ces deux sites de RA.

Enfin, **une étude de perception de la performance des RA menée au Portugal** compare les attentes socio-écologiques liées à la mise en place des RA et les perceptions des acteurs du territoire face à leurs résultats. Celle-ci montre que plus l'attente de résultats est élevée en amont du projet, plus la déception est grande face aux résultats réels, engendrant une perception négative des résultats (Ramos *et al.*, 2019). La connaissance d'autres sites de RA et de leurs résultats participeraient à réduire cet écart entre les attentes initiales et les fonctions réellement apportées par les RA. Notre étude s'inscrit alors dans cette **démarche de porter à connaissance les résultats de performances** de SES de RA.

5.3. Les facteurs favorisant la mise en place de SES durables et performants

Après avoir évalué les résultats de dix SES de RA et déterminé leur performance, nous allons maintenant nous interroger sur les **facteurs qui pourraient favoriser la durabilité de ces SES** de RA et donc une efficacité sur le long terme.

Un certain nombre de **points clés ou piliers** sont décrits comme favorisant la durabilité des SES par Ostrom (2009). Ils ont été déterminés par leur récurrence au sein de systèmes durables. En les adaptant au système de RA, quatre des cinq mesures de gestion recommandées par la DIRM (2012) apparaissent en adéquation avec la définition des piliers d'Ostrom (2009) (Tableau 61).

Tableau 61 : Adpatation des piliers de la durabilité des SES aux SES de RA

Piliers d'Ostrom (2009)		Mesures de gestion DIRM (2012)
1	Des limites clairement définies	Concession avec périmètre défini
2	Des règles d'appropriation	Encadrement des usages
3	Des dispositifs de choix collectifs	Concertation avec les acteurs locaux
4	La surveillance	La surveillance <i>in situ</i> et à la prévention des situations à risques.
5	Une échelle de sanctions	NA
6	Mécanisme de résolution de conflits	NA
7	Reconnaissance minimale des droits d'organisation	Désignation d'un concessionnaire par l'Etat et d'un gestionnaire
8	Entrelacements des acteurs impliqués dans la gestion des RA et dans d'autres organisations	La communication entre les acteurs locaux

Deux autres mesures réglementaires, la délimitation de la concession et la désignation d'un concessionnaire sont également identifiées comme des piliers. Elles sont établies par l'Etat avant délégation de la gestion au concessionnaire (Tableau 61). Seule la mesure de suivi des impacts environnementaux et socio-économiques n'est pas identifiée.

Ces **mesures de gestion** sont des **moyens mis en œuvre** pour atteindre les objectifs spécifiques et assurer la performance du SES. Nous allons faire le lien entre ces mesures de gestion (piliers de la durabilité des SES) et la performance des SES de RA.

En Partie 2, nous avons défini deux types de gestion en fonction du nombre de mesures de gestion établies sur les sites : la **gestion active** et la **gestion modérée**. Celles-ci offraient une première approche de classification des systèmes. L'analyse plus fine des résultats de performance, en appliquant la méthode MERCie pour le calcul des scores puis en prenant en compte l'ensemble du SES, confirme ce premier regroupement (gestion active et gestion modérée).

La **gestion modérée** est établie au sein des SES de Gruissan, Etretat et Croisic qui sont caractérisés comme des **systèmes privilégiant uniquement la performance écologique et n'assurant pas de fonctions sociales**. Tandis que les autres SES, fonctionnant avec la mise en place d'une **gestion active**, assurent une **performance socio-écologique**. Le SES de Cherbourg, avec une gestion intermédiaire, est, cette fois encore, défini comme un système particulier assurant une très bonne performance écologique mais une moins bonne performance sociale. Les SES étant gérés de manière très active sont également ceux avec les scores de la composante Résultats les plus élevés (Agde et Carry-le-Rouet). Les résultats confirment que les actions de gestion recommandées par la DIRM seraient alors des moyens d'actions pour assurer une performance socio-écologique des SES de RA et ce de manière durable.

D'autres études sur les SES d'AMP ou de pêche ont également montré l'importance de certaines mesures de gestion pour assurer la durabilité d'un SES et de la ressource associée et notamment l'importance de la **gouvernance** et de **l'implication des usagers dans la gestion du système** (Graham *et al.*, 2003 ; Di Franco *et al.*, 2016 ; Ban *et al.*, 2017 ; Palomo & Hernández-Flores, 2019 ; Berriet-Sollicie *et al.*, 2020).

La gouvernance de l'espace marin, dont font partie les sites de RA, est au départ assurée par l'Etat puis concédée à une entité représentante de l'intérêt général au niveau local. Il y a alors plusieurs échelles de régulation :

- L'échelle étatique : qui gère les règles globales de l'espace marin et peut concéder son utilisation à certaines conditions ;
- L'échelle de l'autorité locale détentrice de la concession et garantissant la prise en compte de l'intérêt général ;
- L'échelle communale définissant les règles de gestion du site et d'implication des acteurs usagers lors de leur mise en place.

La **gouvernance** des RA est donc assurée à **plusieurs échelles** et participe à intégrer des acteurs à tous ces niveaux. Sur les SES étudiés, plusieurs d'entre eux n'intègrent pas ces trois niveaux de gouvernance : Etretat, Croisic, Gruissan, Cherbourg et Vallauris. Les trois premiers n'impliquent pas les usagers et la société civile plus globalement, hormis l'acteur concessionnaire dans leur mode de gestion. Ils se démarquent par des performances sociales très faibles. Les SES de Cherbourg et Vallauris, quant à eux, n'intègrent pas officiellement les usagers dans la gestion du site mais ces acteurs s'expriment dans d'autres instances de régulation plus larges qui englobent géographiquement les sites de RA (instance portuaire ou contrat de baie). Au regard de ces différents cas, l'intégration de ces trois échelles de régulation serait alors également un facteur favorisant la performance socio-écologique des SES de RA de manière durable.

Toutefois, ces caractéristiques n'assurent pas systématiquement la performance et inversement toutes les actions de gestion ne sont pas indispensables pour atteindre la performance (Fleischman *et al.*, 2014). Par exemple, le système défini par les RA de Carry-le-Rouet et intégré au PMCB assure la performance socio-écologique des SES de RA et pourtant l'association de certains usagers aux décisions du PMCB sont perçues comme insuffisantes (Alban *et al.*, 2008 ; Leleu, 2012 ; Leleu *et al.*, 2012 ; Charbonnel, 2015). Dans ce cas-là, l'implication des usagers dans la gestion est un vecteur d'amélioration mais n'est pas déterminant pour la durabilité et la performance socio-écologique du SES de RA du PMCB. Il y a donc une nécessité d'adapter les mesures de gestion à chaque système. Les SES des sites de RA étudiés ont, pour certains, été mis en place il y a 40 ans et les attentes des acteurs ont depuis évolué. Pour répondre à ces changements, la gestion du système doit pouvoir s'adapter afin d'assurer la pérennisation de la performance socio-écologique adaptée à de nouveaux objectifs spécifiques.

5.4. Les facteurs favorisant la résilience des systèmes socio-écologiques

La résilience d'un SES, selon Folke *et al.* (2005), est définie comme la **capacité du système à s'adapter à d'importantes modifications** qui peuvent être internes ou externes au système. Dans le concept d'Ostrom, les interactions externes pouvant affecter le système ont été décrites par la composante Ecosystèmes reliés et correspondent à des effets liés à la pollution ou au changement climatique par exemple. Les effets de cette composante sur les SES n'ont pas été abordés dans cette étude. Cependant, leurs effets peuvent avoir des répercussions sur les résultats de la performance du SES de RA et nécessitent d'être pris en considération.

Plusieurs actions et mesures de gestion participent à l'intégration de ces modifications au sein du SES. Nous développons trois d'entre elles, révélées par l'étude de Folke *et al.* (2005) et qui font écho aux résultats obtenus de l'étude des SES des RA.

Tout d'abord, **la résilience du SES** est possible si le **changement ou la modification est détectée**. Les connaissances et la compréhension globale des processus écologiques et sociologiques sont nécessaires pour parvenir à anticiper et discerner dans son ensemble les effets de ces modifications sur le SES. Dès lors, un système de surveillance doit être incorporé aux mesures de gestion et les résultats intégrés à un processus de réévaluation continue. L'évolution des attentes des acteurs vis-à-vis des RA ou le retrait de certains acteurs dans la gouvernance est considérée comme une modification du SES au même titre que des modifications écologiques. Nous l'avons plusieurs fois souligné, les sites de RA font l'objet de peu de **suivis socio-écologiques**. Sur ce critère, peu de SES de RA sont en capacité de s'adapter aux modifications.

Un autre paramètre entre également en jeu : **l'implication continue** de toutes les parties prenantes dans le processus de décision. Cette **action coopérative** ressemble davantage à une relation gagnant-gagnant où tous les acteurs peuvent s'exprimer et participer activement au projet (McAfee *et al.*, 2021). Cette action assure la cohésion des acteurs aux mesures de gestion des RA, y compris ceux qui n'ont aucun usage direct. C'est aussi une façon d'impliquer les pêcheurs professionnels qui, dans la plupart des cas, ont perdu l'intérêt pour les RA une fois qu'ils ont été déployés. Cette mesure de gestion est similaire à celle précédemment mentionnée sur l'importance d'une gouvernance à plusieurs échelles. La notion ajoutée réside dans le maintien sur le long terme de cette gouvernance à plusieurs échelles. Pour déterminer les SES résilients, il faudrait réaliser l'analyse des SES régulièrement et suivre l'évolution de ce critère.

Enfin, **l'élaboration d'un plan de gestion** spécifique aux RA ou l'intégration du site de RA dans un processus de gestion plus large (Parcs Marins, zone Natura 2000, concession portuaire), est un outil participant à former un SES résilient (Di Franco *et al.*, 2016). Le plan de gestion permet d'établir des stratégies à court, moyen et long terme, de coordonner les actions de contrôle et d'évaluation puis de réagir aux changements survenus sur le SES. Sur ce critère, six SES de RA sur dix sont en capacité à s'adapter aux modifications de leurs systèmes.

6. Conclusion

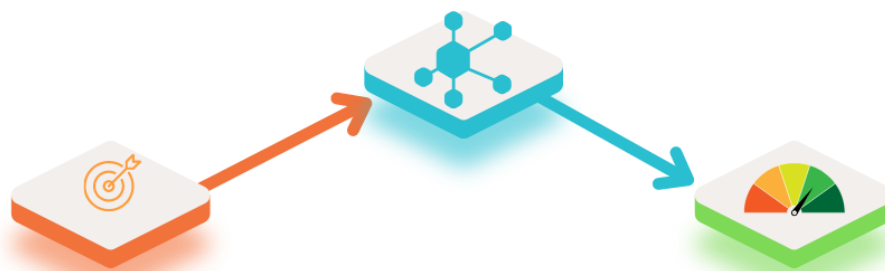
Nos travaux de recherche menés sur les SES des RA ont permis de décrire finement leur fonctionnement et des mesures de gestion établies en 2020 sur les dix sites de RA étudiés sur les trois façades maritimes françaises. Pour la première fois en France, une évaluation de la performance socio-écologique des RA a pu être menée. Les résultats démontrent que certains SES de RA n'ont pas répondu aux objectifs socio-écologiques spécifiques initialement exprimés par les acteurs, tandis que d'autres y sont mieux parvenus. Certains systèmes ont évolué dans le temps, comme nous l'avons vu en détail dans la Partie 2 (nombre d'acteurs, etc.) et les modalités de gestion de ces SES ont dû s'adapter à ces modifications.

Enfin, nous avons dégagé plusieurs facteurs favorisant la durabilité et la résilience des SES de RA. La performance socio-écologique durable des SES de RA peut être favorisée par la mise en place de mesures de gestion (quatre des cinq mesures de gestion recommandées par la DIRM). Trois leviers d'actions ont pu être également révélés comme favorisant l'adaptabilité des SES :

- la surveillance régulière des composantes du SES se traduisant par des actions de suivis sociologiques et écologiques,
- l'implication des acteurs dans une gouvernance à plusieurs échelles,
- l'intégration de la gestion des RA dans un plan de gestion à une échelle plus large.

Nous avons ainsi pu mener une véritable évaluation des performances socio-écologiques des SES de RA et apporter une réponse à notre troisième hypothèse de recherche.

Synthèse des Principaux résultats



Partie 3

Essai appliqué d'évaluation de la performance socio-écologique des aménagements en récifs artificiels

Apports pour la méthode d'évaluation



Dans cette partie, nous avons utilisé les indicateurs quantitatifs précédemment définis afin de calculer les scores obtenus pour chaque variable. Cette étape est la dernière qui permet de combler les lacunes décrites en introduction.

A partir de ces scores, la comparaison avec les attentes initiales est possible.

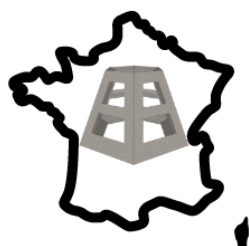
Apport pour l'analyse structurale



L'approche d'analyse par socio-écosystème permet d'appréhender les mécanismes agissant entre ses différents composants (systèmes ressources, unité de ressource, acteurs, systèmes de gouvernance) et assurant leur durabilité.

Cette approche vise à décrire comment les socio-écosystèmes sont gérés puis à analyser leur durabilité.

Spécificités des RA en France



Trois formes de systèmes ont été mises en évidence en fonction des résultats socio-écologiques calculés :

- Les systèmes assurant uniquement la réussite écologique du système;
- Les systèmes assurant la réussite sociologique;
- Le système particulier du site de Cherbourg.

Les mesures de gestion établies par la DIRM (2012) contribuent à la mise en place d'une gestion réussie du SES sans pour autant être des conditions nécessaires et suffisantes.

L'aspect durable des SES de RA est à prendre en compte dès l'initiation des projets.

Conclusion générale, recommandations et perspectives



Conclusion générale, recommandations et perspectives

Dans le cadre de nos travaux de recherche en géographie de l'environnement, au sujet de l'aménagement des territoires marins côtiers, nous nous sommes intéressés à l'évaluation d'un outil d'ingénierie écologique : le récif artificiel. Notre objectif était de déterminer quels étaient les **facteurs favorisant leur performance socio-écologique** en analysant et évaluant dix sites de RA répartis sur les trois façades maritimes de France métropolitaine.

Nous proposons dans cette partie conclusive, une synthèse des principaux résultats acquis au cours de ce travail de thèse ainsi que des recommandations à l'intention de futurs porteurs de projet, des gestionnaires actuels, des financeurs et des administrations encadrant les sites de RA et plus généralement les aménageurs utilisant des outils d'ingénierie écologique (finalités socio-écologiques) et enfin quelques perspectives de recherche

1. Principaux résultats des travaux de recherche

L'espace marin est un système tridimensionnel complexe, avec une multiplicité d'interactions socio-écologiques dans la zone côtière. Cet espace ouvert permet une diffusion aisée d'éléments physiques (particules sédimentaires, déchets divers), chimiques (sels minéraux, pollution) et biologiques (ressources marines) qui le composent ou issus des écosystèmes adjacents (bassins versants). Les relations de l'Homme avec cet environnement étaient jusqu'ici dominées par les services qu'il procure, principalement les services d'approvisionnement (pêche, extraction de ressources...) et culturels (plaisance, tourisme...) (Barbier, 2017). Mais de plus en plus de projets d'ingénierie écologique, visant la réparation de ce milieu fragile et des services qu'il procure (pêche, plongée...), ainsi que de régulation (stockage du CO₂ cycle de l'eau...), se développent depuis une dizaine d'années (Pioch *et al.*, 2018 ; Pioch *et al.*, en révision). De fait, la complexité des interactions entre les dimensions sociales et écologiques du système marin côtier nécessite d'adopter une approche globale dite « écosystémique », d'ailleurs préconisée dans la Directive Cadre européenne Stratégie Milieu Marin (DCSMM) et appliquée via les documents stratégiques de façades (DSF) déployés depuis 2019 en France.

En s'inscrivant dans cette approche écosystémique, nous nous sommes attachés à décrire, de manière la plus holistique possible, le **fonctionnement et la structure** du système socio-écologique des RA pour trois périodes de la vie d'un projet : l'initiation (T0), la mise en place (T1) et la gestion (T2). En parallèle, nous avons utilisé **deux méthodologies scientifiques d'analyse**, la théorie de la traduction et l'analyse réseau, afin d'apporter les éléments nécessaires (définition d'objectifs spécifiques, critères de succès et indicateurs) pour mener à bien un processus d'évaluation satisfaisant (Seaman & Jensen, 2000 ; Claudet, 2006). Enfin, nous avons tenté de définir un **cadre original d'évaluation de la performance des RA** qui s'appuie sur l'analyse des **Systèmes Socio-Ecologiques (SES) (Ostrom, 2009)**.

1.1. Les objectifs socio-écologiques des récifs artificiels révélés

En déclinant les étapes de la traduction, nous avons identifié les intérêts de chaque acteur pour le projet de RA qui, évoluent en objectifs spécifiques si les acteurs participent au montage du projet, projet. Notre étude a montré que ces objectifs sont aussi bien écologiques (augmentation de la biodiversité, croissance, protection d'un habitat) que sociologiques (économique, relationnel, culturel et gestion de l'espace marin). Si l'intérêt social des RA pour la résolution des conflits dans le secteur de la pêche (chalutage illégal dans la bande côtière) était attendu, la diversité des intérêts sociaux était plus surprenante. La communication, par exemple à travers des actions d'éducation, de sensibilisation ou de valorisation du territoire, est l'intérêt social majoritairement mentionné lors des entretiens des acteurs (20 fois mentionnés) et représente 15% des attentes des acteurs. Un total de 12 types d'intérêts différents a été recensé, dont trois écologiques et neuf sociologiques. Ce qui est d'autant plus inattendu, c'est que les intérêts sociaux sont, dans l'ensemble (à partir des résultats des dix sites d'études combinés), aussi importants en proportion que les attentes écologiques (17% pour l'intérêt de protection et 14% pour celui de biodiversité). Ce résultat est également marqué à l'échelle des sites étudiés où coexistent à chaque fois des intérêts écologiques et sociologiques variant entre quatre à neuf par site. Ainsi, sur la base de ces résultats, les RA peuvent être considérés comme remplissant véritablement le rôle d'un outil d'aménagement et de gestion de la bande côtière. Et ce au même titre que les Aires Marines Protégées car ils associent bien des objectifs de développement durable, de protection de la biodiversité à des objectifs de développement et de maintien des activités et des usages en mer (OFB, 2022).

Pour mener à bien un processus d'évaluation, des suivis sont mis en place afin de vérifier l'atteinte des objectifs. La prépondérance des objectifs spécifiques sociaux, révélés par notre étude, laisserait supposer qu'un nombre tout aussi important de suivis des actions et relations sociales soit mis en place pour évaluer les résultats des projets de RA. Pourtant, si les suivis écologiques ont été mis en place sur l'ensemble des sites étudiés (au moins sur les premières années de colonisation), les suivis des résultats sociologiques sont plus rares (présents sur uniquement quatre sites). De plus, ils ne concernent que certains objectifs (économique ou recensement d'usagers des RA). Parfois ils se rapportent même à des objectifs écologiques comme par exemple le suivi de la perception des acteurs sur les résultats écologiques des RA (Tessier, 2013). Nous observons donc un manque d'adéquation entre les objectifs spécifiques des RA, que nous avons révélés, et les suivis mis en place en France.

En reprenant les **objectifs généraux des RA** (la production, la protection, le récréatif et l'éco-fonctionnalité), nous avons rapidement perçus que ces termes étaient limités pour décrire la diversité et la pluralité des objectifs spécifiques socio-écologiques actuels des projets de RA. L'utilisation de la théorie de la traduction a permis de montrer l'importance de la **démarche de précision des objectifs généraux**. Ce qui explique, en partie, l'absence d'évaluation socio-écologique efficace des RA en France mais également dans le monde (Baine, 2001 ; Ramos *et al.*, 2008 ; Véron *et al.*, 2008 ; Tessier *et al.*, 2015a). En effet, évaluer un objectif qui n'est pas attendu à l'origine n'a d'intérêt pour aucun des acteurs du projet (exemple de l'objectif de production). Il y a également une analogie qui a pu être établie entre le « nom général » du projet (défini comme objectif général), qui peut refléter l'influence, le pouvoir ou même simplement la présence de certains acteurs, avec les réels objectifs du projet. Pour reprendre l'exemple de l'objectif général de

« production », qui est tout de même représentatif de 75% de sites de RA en France (chiffre actualisé depuis Tessier, 2013), nous avons pu établir que ce « nom général » de projet est donné du fait de l'influence et le pouvoir des acteurs issus d'organismes de pêcheurs professionnels (CRPMEME, CDPMEM, Prud'homies). Cela va même plus loin car, dans certains cas, cela ne reflète même pas les attentes de ces acteurs. Il y a donc un vrai **besoin de se départir de la classification des RA** selon ces quatre objectifs généraux (la production, la protection, le récréatif et l'éco-fonctionnalité) pour pouvoir mener à bien les évaluations. Une définition claire, précise et fonctionnelle des objectifs, c'est-à-dire à laquelle les RA sont facilement indentifiables, aidera à encadrer leur utilisation et limitera les abus de langage. Celle-ci pourrait se baser sur la **définition des objectifs spécifiques**, définis dans le cadre de nos travaux.

De plus, nous avons **identifié deux points de rupture** importants empêchant l'évaluation des RA : 1) le manque de clarté dans la définition des objectifs spécifiques et de critères de succès et 2) l'insuffisance, voire l'absence de suivis socio-économiques en adéquation avec les objectifs spécifiques et les critères de succès de chaque site de RA.

Jusque-là, la forme privilégiée d'**évaluation** des RA était celle de **l'accomplissement du projet**, c'est-à-dire leur immersion. Cette forme d'évaluation n'apporte aucune réponse à la question de la performance, de l'intérêt ou l'utilité des RA (bénéfices, gains, améliorations). Pourtant, l'évaluation est une partie intégrante du processus d'apprentissage débouchant sur une capacité à progresser et enrichir les connaissances (Medioni, 1999). Elle enjoint à réfléchir et améliorer rétrospectivement les performances des actions menées, par un « feed-back » ou retour d'expérience bien connu dans les démarches de Gestion Intégrée de la Zone Côtière (Denis & Henocque, 2001). C'est pourquoi, nous avons proposé des méthodologies destinées à dépasser ces points de rupture et rendre possible l'évaluation des RA, mais également celle d'autres projets d'aménagement avec des outils d'ingénierie écologique. Si les objectifs spécifiques ont pu être définis pour chaque site par déduction des intérêts des acteurs, ce n'est pas le cas des critères de succès qui sont liés aux objectifs spécifiques et que les acteurs interviewés n'ont pas été en mesure de définir. Nous avons donc utilisé une définition de la réussite des projets à l'aide des outils apportés par la Sociologie de l'Acteur Réseau (SAR), identique pour chaque site d'étude et basée sur l'augmentation de la mobilisation des acteurs. Nous avons ainsi **rendu possible l'évaluation** de la performance des RA avec, pour la première fois, des objectifs spécifiques sociaux et écologiques exprimés clairement. Ces enjeux socio-écologiques rendent d'autant plus pertinent l'emploi d'une approche socio-écologique pour évaluer la performance des RA (Figure 89).

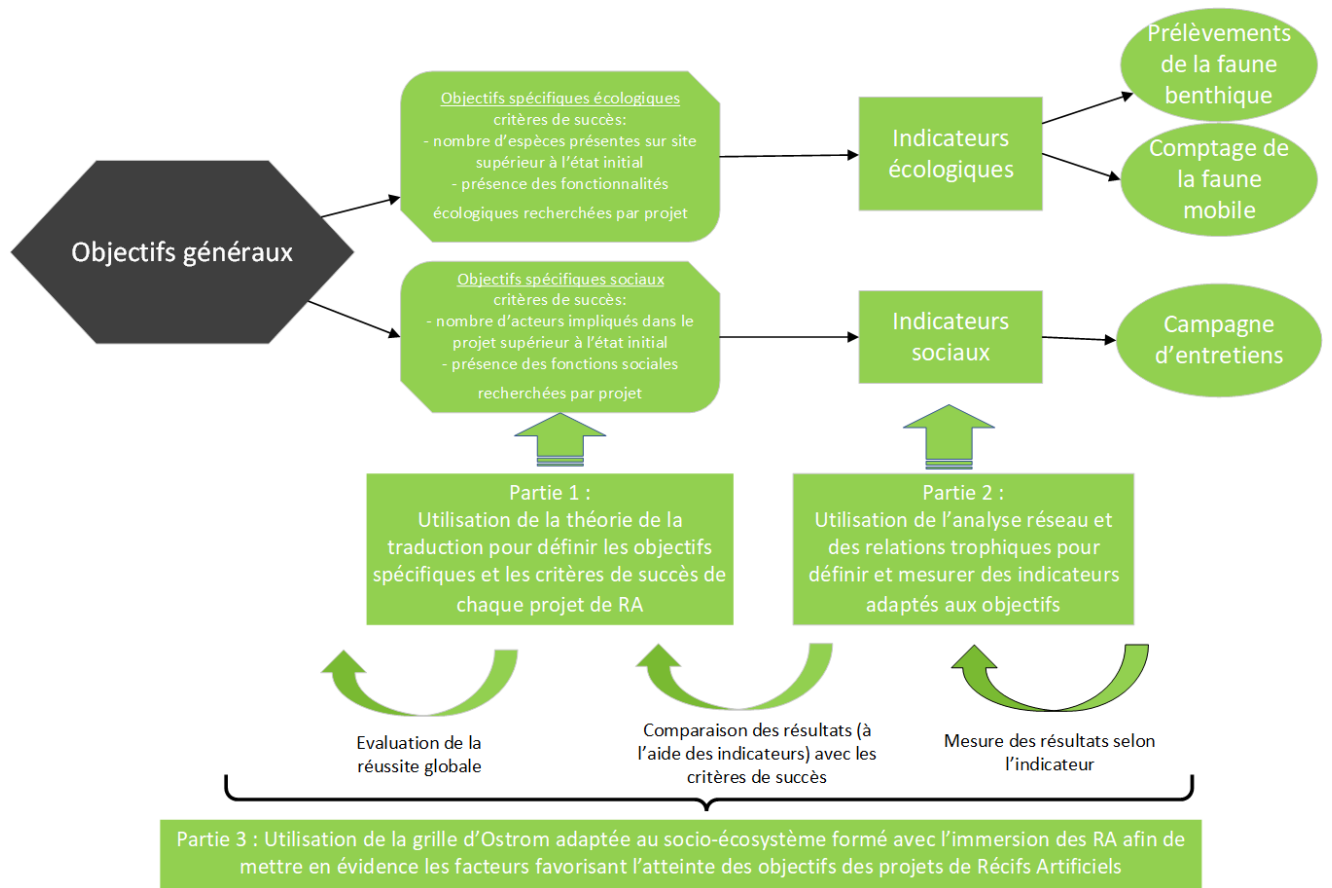


Figure 89 : Synthèse des apports de notre recherche afin de rendre possible l'évaluation des RA

1.2. L'analyse des systèmes socio-écologiques révélant l'influence des actions de gestion sur la performance des systèmes avec récifs artificiels

L'analyse des Systèmes Socio-écologiques (SES en anglais) permet traditionnellement d'appréhender les mécanismes agissant entre six différentes composantes que sont le système ressource, l'unité de ressource, les acteurs, les systèmes de gouvernance, les interactions et les résultats et qui assurent la durabilité et la résilience des systèmes (Ostrom, 2009 ; McGinnis & Ostrom, 2014). Cette démarche méthodologique d'analyse est d'ailleurs utilisée pour les SES gérant une ressource marine halieutique, comme les AMP par exemple (Di Franco *et al.*, 2016). Cette méthode n'avait pourtant pas encore été employée sur les systèmes avec RA.

Ce qui ressort principalement de l'analyse des dix SES étudiés (sites de RA) est la performance écologique des RA. La performance a été mesurée à partir de critères de succès adaptés aux objectifs spécifiques comme la présence de fonctionnalité écologique (habitat, nurserie, alimentation et reproduction) et l'augmentation des valeurs d'un des critères de suivis (richesse spécifique, biomasse, abondance). Il est tout d'abord important de noter que tous les SES étudiés atteignent leurs objectifs spécifiques écologiques. En revanche, ce n'est pas le cas des objectifs spécifiques sociaux. Nous avons distingué trois types de systèmes en fonction de ce critère : 1) les SES assurant la performance sociale, c'est-à-dire l'atteinte de leurs objectifs spécifiques sociaux, 2) les SES n'assurant pas la performance sociale et 3) un système particulier qui allie une bonne performance écologique à une faible performance sociale. Ce qui est intéressant, c'est le lien que

nous avons pu montrer entre les systèmes favorisant la performance sociale et les actions de gestion mises en place au sein de ces SES. Il y a une corrélation nette entre les composantes Acteurs, Gouvernance du Système et Performance sociale qui démontre que les actions de gestion ont une influence positive sur les résultats de performance sociale. C'est le cas par exemple du site d'Agde qui a des valeurs très élevées de scores de ses composantes Acteurs Gouvernance du système et Performance sociale, où l'on a pu voir qu'il y avait eu une mise en place de l'ensemble des mesures de gestion recommandées par la DIRM (2012) : la **concertation** avec les acteurs locaux, **l'encadrement des usages** sur le site, la **surveillance *in situ*** et la **prévention des situations à risques**, la **communication** et la **sensibilisation** des acteurs locaux et le **suivi des impacts** environnementaux et socio-économiques.

Cependant, ce résultat est à nuancer car les mesures de gestion instaurées ne s'appliquent pas spécifiquement aux RA d'Agde mais à l'AMP (réserve marine) qui inclut une partie des RA. C'est le cas également pour la réserve de Carry-le-Rouet et le site de Vallauris (désigné comme une Zone Marine Protégée) (Conseil Général Alpes Maritimes, 2014). Notons aussi, que certains sites en dehors d'AMP parviennent tout de même à assurer une performance sociale intéressante comme les sites de Capbreton et de Marseille.

A contrario, les SES ne favorisant pas de performance sociale sont décrits avec peu d'acteurs impliqués, une absence de contrôle de la ressource et de faibles interactions entre les acteurs et le système ressource.

Les objectifs sociaux n'ayant jamais été mis en avant en France, nous n'avons pas trouvé d'éléments de comparaison dans la bibliographie concernant une performance sociale des RA. A l'échelle mondiale, la performance sociale est régulièrement évaluée par rapport à l'objectif économique que ce soit pour des récifs destinés à la plongée de loisir, à vocation de commercialisation de ressource halieutique (Spieler *et al.*, 2001 ; Keller *et al.*, 2017) ou des études sur l'interactions des usagers avec les RA (Kirkbride-Smith, 2014). Nous venons donc compléter ces travaux en proposant une évaluation de la performance sociale des RA, ciblant des objectifs relationnel, culturel et de gestion de l'espace marin.

Nous avons souvent eu recours à la comparaison critique avec les résultats d'analyses d'autres SES, sur des systèmes similaires dans l'espace marin comme les AMP, les systèmes de pêcheries côtière, les parcs éoliens, les fermes marines. Cela nous a permis d'affiner nos résultats et de définir des facteurs favorisant la mise en place de SES durables et résilients que nous avons détaillés sous forme de recommandation à destination des gestionnaires et des futurs porteurs de projets d'aménagement en outils d'ingénierie écologique.

1.3. Proposition d'indicateurs de suivi de la performance socio-écologique des récifs artificiels

Pour évaluer la performance socio-écologique des RA, nous nous sommes appuyés sur des indicateurs mesurant sur la structure et le fonctionnement des réseaux d'acteurs humains et non-humains. Ces analyses de réseaux sur les dix sites d'étude ont permis de mettre en évidence des similitudes de fonctionnement et des lois générales régissant les réseaux d'acteurs (Pannier, 2008). Ces similitudes concernent les acteurs impliqués au sein des réseaux, les relations entre les acteurs et la structure globale du réseau. Pour chacune d'elles, nous nous sommes appuyés sur des indicateurs sociaux et écologiques comme le nombre d'acteurs, de relations ou la forme du réseau (Tableau 62).

Tableau 62 : Synthèse des indicateurs proposés pour le suivi de la performance socio-écologique des RA

	Mesure de l'implication des acteurs au sein du réseau	Mesure des relations entre les acteurs	Mesure de la structure globale du réseau
Indicateur social	Moyenne du nombre d'acteurs, fréquence de présence et position au sein du réseau en fonction des indicateurs de centralité	Type de relation, nombre total de relations au sein du réseau et nombre de relations par acteurs	Forme, nombre d'acteurs, nombre de relations, distance géodésique, structure, propriétés émergentes
Indicateur écologique	Biomasse, richesse taxonomique et niveau trophique	Relation trophique, nombre total de relations au sein du réseau	ENA (A, SOI, FCI, PPt/R et PPt/B) et propriétés émergentes pour les acteurs non-humains

L'analyse de réseaux des acteurs humains de nos dix cas d'étude a permis de définir quatre fonctions principales des **acteurs** dépendantes de leur position au sein des réseaux : **relationnelle, mobilisatrice, diffuseur d'information et stratégique**. A chaque fonction correspond un indicateur spécifique. Ainsi, nous avons pu identifier les acteurs types assurant ces fonctions. Par exemple, la fonction relationnelle est assurée par les communes, les intercommunalités et les associations environnementales car ce sont les acteurs entretenant le plus de relations sur l'ensemble des réseaux étudiés. De la sorte, un gestionnaire pourra cibler préférentiellement ces acteurs pour assurer la performance des sites de RA.

Nos résultats concernant les **relations** privilégiées au sein des réseaux d'acteurs sont moins marqués car les différents types de relations définis comme les flux d'information, financier, de compétences et d'implication sont indifféremment employés au sein des réseaux (entre 21% et 31%). Seul le flux de matériel est minoritaire et ne représente que 2% des relations. Cependant certaines relations, qualifiées de **structurantes, car essentielles** pour maintenir un réseau connexe (où tous les acteurs sont connectés avec au moins un autre acteur), ont été identifiées : les relations de **concertation et de collaboration**. Dans un objectif relationnel, il est important de maintenir un réseau connexe, ces relations sont donc à privilégier. De plus, les indicateurs sur le nombre de relations au sein du réseau peuvent être suivis année après année.

Concernant **la structure des réseaux d'acteurs**, les résultats mettent en avant qu'un fonctionnement incluant au moins deux niveaux d'acteurs (Etat, collectivités territoriales ou société civile) et une structure du réseau tendant vers **une forte connexité** sont caractéristiques de réseaux assurant la performance des RA par une gestion active (mise en place d'au moins 50% des mesures préconisées par la DIRM, 2012). Ces caractéristiques sont également représentatives de systèmes assurant une transition de gestion vers un mode de co-management au sein d'AMP (Alexander *et al.*, 2015). Toutefois, comme nous l'avons illustré avec l'exemple d'Agde et de Gruissan, la structure du réseau peut aussi bien être une cause qu'une conséquence de la performance.

En comparant les modélisations de **réseaux trophiques** des sites de Cherbourg et Capbreton avant et après implantation de RA, nos résultats montrent une augmentation de la maturité du système. Nous venons ainsi confirmer des analyses réalisées sur des simulations de réseaux trophiques avec RA ou des modélisations de sites avec des aménagements similaires (parcs éoliens) (Guan *et al.*, 2016 ; Raoux *et al.*, 2017 ; Wang *et al.*, 2019 ; Xu *et al.*, 2019). Le suivi de **la maturité** permettrait alors de s'assurer d'une certaine performance écologique des RA en vérifiant son augmentation au cours du temps. Nos résultats montrent également que les deux réseaux trophiques étudiés ont chacun leur spécificité. Le réseau trophique de Capbreton présente une augmentation importante (+50%) de la biomasse de macrofaune benthique dénotant un effet local tandis que le réseau trophique de Cherbourg est marqué par une forte colonisation de macro-algues augmentant leur biomasse d'un facteur de 14. Ces deux systèmes ont des effets différents sur l'écosystème. Les RA de Capbreton forment un substrat dur isolé dans un environnement de substrat meuble et participent à une production locale de biomasses au sein des écosystèmes initialement pauvres. Tandis que les RA de Cherbourg, entourés de substrats durs naturels et artificiels dont de nombreuses digues et enrochements de protection, participent à une forte production primaire de macro-algues et à une accumulation locale de biomasse et un export de celle-ci par phénomène d'*out-welling*.

Bien que difficiles à mettre en place, car nécessitant de nombreuses données (biomasse, production, consommation, régime alimentaires), les modélisations du réseau trophique sont nécessaires pour comprendre le fonctionnement global des systèmes écologiques comme les RA (Prato *et al.*, 2014). Il est donc nécessaire de mettre en place une stratégie d'échantillonnage pour mener à bien une modélisation et plus concrètement mesurer les indicateurs de performance des RA. Trois grands niveaux trophiques nous paraissent importants à échantillonner. Tout d'abord, les premiers niveaux trophiques (phytoplancton, bactéries, zooplancton, détritus) sont les groupes trophiques les moins bien étudiés. Ces groupes trophiques sont pourtant à la base de tout le réseau et participent à la production primaire des RA. Leurs suivis pourraient être menés de manière ponctuelle afin d'enrichir les connaissances scientifiques sur ces groupes et de fournir des données caractéristiques au site de RA. Les deux niveaux suivants sont la faune benthique de substrat dur et la faune mobile (poissons, céphalopode, macro-décapode). Au vu des indicateurs que nous proposons, les suivis de ces groupes trophiques nous paraissent essentiels car ils procurent des informations indispensables pour l'analyse de la maturité et de la production des RA. Ces suivis sont, pour l'heure, hétérogènes. Sur les sites étudiés, certains suivis de la faune mobile sont annuels (Capbreton, Oléron), d'autres sont effectués à une fréquence pluriannuelle, 5 ou 10 ans (Agde, Vallauris, Carry-le Rouet, Marseille, Cherbourg) et d'autres sont absents depuis plus de dix ans (Croisic, Etretat et Gruissan). Pour pallier cette hétérogénéité qui nuit à une analyse comparative des sites, les futurs gestionnaires pourraient s'appuyer sur le guide des RA du Cépralmar (2015) qui propose des calendriers d'échantillonnage en fonction des objectifs.

A l'aide des indicateurs que nous venons de proposer, les gestionnaires peuvent établir un véritable tableau de bord leur permettant de suivre l'évolution de leurs résultats sociaux et écologiques et de pouvoir cibler des actions afin d'optimiser la performance de leur projet, anticiper des problèmes ou communiquer avec les usagers (Taormina *et al.*, en révision ; Safi *et al.*, 2019). Ces indicateurs servent aussi à l'évaluation que les financeurs pourraient exiger (Figure 90).

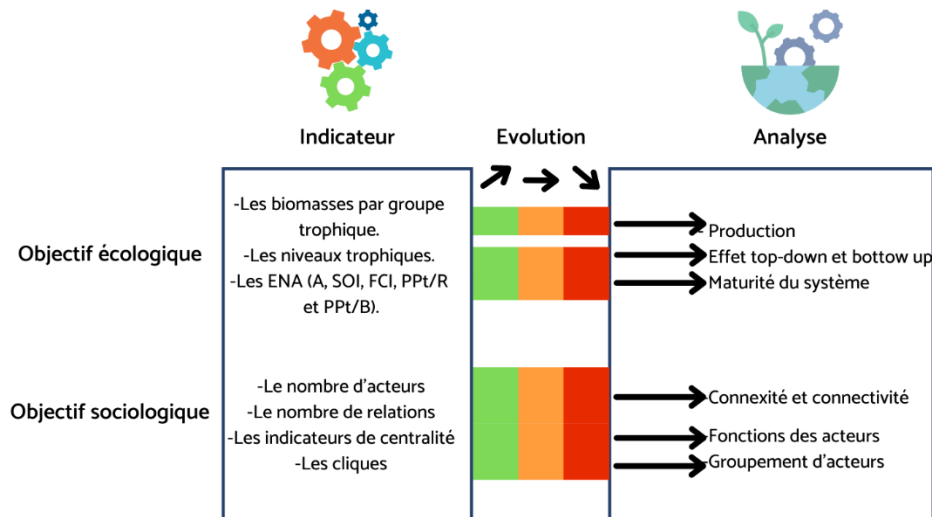


Figure 90 : Eléments d'évaluation des objectifs socio-écologiques en fonction des indicateurs et des analyses correspondantes

Nous avons essayé de proposer des indicateurs les plus usuels possibles tout en étant adaptés à l'évaluation d'outils d'ingénierie écologique spécifique. Cependant, il existe une multitude d'indicateurs et notamment en écologie (AZTI Marine Biotic Index, Bentix, Benthic Quality Index, etc.), qui peuvent être également utilisés en fonction de l'analyse à mener (Taormina *et al.*, en révision). L'abondance d'indicateurs rend le choix complexe pour les gestionnaires et peut nuire à la clarté des résultats pour les administrations et pour les financeurs générer des coûts très contraignants. Il serait alors nécessaire de définir des indicateurs d'évaluation des RA dans une stratégie nationale ou du moins à une échelle régionale, de manière équilibrée et suffisante pour appréhender des tendances qui pourraient être, si besoin, affinées.

2. Recommandations pour l'amélioration continue des utilisations de récifs artificiels dans un objectif de performance socio-écologique

A l'issue de nos recherches, nous sommes en mesure de formuler deux types de recommandations, à l'attention des porteurs de nouveaux projets de RA ou d'ingénierie écologique et des gestionnaires actuels de sites de RA.

La conduite de projet de RA a déjà été bien décrite dans la bibliographie (Cépralmar, 2015). Nos travaux viennent en appui en proposant un éclairage sur le **processus de construction du projet**. Premièrement, nous avons montré que les **acteurs à l'initiative** sont majoritairement issus de la société civile ou des collectivités territoriales (dans 55% des cas étudiés) et plus particulièrement des acteurs de la pêche. Le secteur de la pêche a un poids économique historique indéniable qui continue à leur procurer un pouvoir politique. Leur **acceptation du projet** en fait donc un élément clé à son aboutissement. Avec la diversification des usages en mer, ce pouvoir historique pourrait décroître dans le futur. Cependant en 2020, il est encore prépondérant révélé par un refus de

demande d'autorisation d'immersion de RA en partie lié à une opposition du secteur de la pêche locale au projet.

La **phase de négociation** fait partie du processus d'acceptation sociale du projet. Sans pour autant proposer une méthodologie pour conduire une négociation, nous sommes persuadés que la théorie de la traduction apporte des éléments pertinents pour comprendre les enjeux initiaux et les conséquences qui en découlent. La théorie de la traduction éclaire, d'une part sur les intérêts de chaque acteur, leur motivation et leur problématique propre et d'une autre part sur les besoins inhérents aux projets et les rôles nécessaires à la mise en place du projet (financeur, instructeur, usager, maître d'œuvre opérateur, expert, gestionnaire et porteur de projet). La négociation fait partie des outils pour mettre en **concordance les intérêts des acteurs** avec les **besoins du projet**. Pour autant, tous les acteurs n'entrent pas en phase de négociation, seuls un tiers d'entre eux sont impliqués dans cette phase sur les sites étudiés. Les principaux acteurs répertoriés sont les organismes de pêche, les services de l'Etat et les collectivités territoriales. Par exemple les **pêcheurs professionnels**, pour accepter leur rôle (de porteur de projet, financeurs ou usagers de la mer) vont influencer le projet sur la localisation et les règles de gestion en fonction de leurs intérêts (zone de moindre influence pour la pêche, interdiction totale des activités de loisirs). D'après nos résultats, ces influences sur le projet sont effectives dans neuf cas sur dix, montrant ici encore, le **pouvoir politique de ce secteur d'activité**.

La traduction a également mis en avant la définition du **rôle de gestionnaire** qui apparaît principalement à la fin de l'élaboration du projet mais l'acteur n'est identifié que dans quatre cas sur dix. Pourtant, ce **rôle est primordial**, une fois les immersions réalisées, afin d'assurer la mise en place de suivis et de mesures de gestion. Nous avons montré précédemment que les mesures de gestion avaient une influence sur les **résultats de performance** des RA, il est donc essentiel pour assurer cette performance de désigner clairement un gestionnaire. Actuellement en France, ce sont majoritairement les concessionnaires qui assurent ce rôle mais ils n'en sont pas conscients, dans le sens où ils assurent des actions de gestion ou ont délégué la gestion, que dans 59%. Dans un objectif de performance socio-écologique, il semble alors nécessaire de sensibiliser les futurs porteurs de projet à la définition concrète du rôle de gestionnaire de site de RA.

De même, dans un objectif de performance socio-écologique, il apparaît évident de ne pas reproduire les erreurs antérieures que nous avons soulignées et de **définir clairement les objectifs spécifiques** et les **critères de succès**, éléments nécessaires à l'évaluation. Ces éléments paraissent cruciaux à définir au moment de la construction du projet pour obtenir **l'approbation de l'ensemble des acteurs mobilisés** (clarté des objectifs) et **prévoir le budget** adapté à la mise en place des suivis, des mesures de gestion et le financement d'un gestionnaire, si besoin. Pour ce faire, un plan de gestion prévisionnel comprenant la définition des indicateurs adaptés aux critères de succès et le calendrier des suivis pourrait être un outil adapté.

Enfin, rétrospectivement, nous avons montré que la **performance écologique** était atteinte sur l'ensemble des sites étudiés. Ces résultats sont à nuancer avec le retour **d'expérience d'échecs** écologiques de RA que nous avons pu recenser sur d'autres études. En effet, il s'avère que si les matériaux (pneus ou buses sans tapis anti-affouillement) ou si les conditions abiotiques (courant, pollution) ne sont pas adaptées, les performances écologiques ne seront pas atteintes (Sherman & Spieler, 2006 ; Daniel *et al.*, 2014). Ceci a été montré à plusieurs reprises, et fait l'objet notamment des études d'impacts préalables à l'implantation d'aménagement.

Une fois les **RA immergés**, ce sont les **objectifs spécifiques** fixés qui doivent guider les actions à mener. Si ceux-ci n'ont pas été définis en amont, nous avons montré qu'il était possible, avec la théorie de la traduction de les **définir a posteriori**. Pour autant, nous avons vu qu'ils pouvaient évoluer avec le temps, il nous paraît alors intéressant de les redéfinir régulièrement (à la fin d'un plan de gestion, avant l'immersion de nouveaux RA ou avant le renouvellement d'une concession, par exemple).

Nos résultats ont montré que, si les études préalables sur les matériaux et le contexte environnemental, étaient bien menées, les RA remplissaient les fonctions écologiques attendues. Il n'en est pas de même pour les fonctions sociales. Certaines actions peuvent faciliter l'atteinte de la performance sociale et ce, en assurant la durabilité et la résilience du système.

Pour assurer la durabilité des systèmes, l'intégration d'une gouvernance à plusieurs échelles, en **impliquant des usagers dans la gestion du système** (société civile, collectivité territoriale et Etat) paraît être un facteur déterminant. Ce résultat, observé sur nos études de cas, est en adéquation avec d'autres études menées sur des systèmes d'Aires Marines Protégées ou de gestion des pêcheries côtières (Graham *et al.*, 2003 ; Di Franco *et al.*, 2016 ; Ban *et al.*, 2017 ; Palomo & Hernández-Flores, 2019 ; Berriet-Sollic *et al.*, 2020). Concernant, la **résilience** des systèmes socio-écologiques, celle-ci n'est possible que si le **changement ou la modification est détectée**. Ainsi, il est intéressant de montrer la double utilité de la mise en place des **suivis socio-écologiques réguliers** afin d'une part évaluer la performance et d'une autre part détecter les modifications au sein du SES.

Toutefois, l'ensemble de ces caractéristiques ne garantissent pas la performance, elles ne sont ni indispensables ni systématiques (Fleischman *et al.*, 2014). C'est pourquoi, l'ensemble de ces recommandations sont à adapter à chaque cas d'étude (Figure 91).

Objectif : Mise en place de système durable, résilient et performant

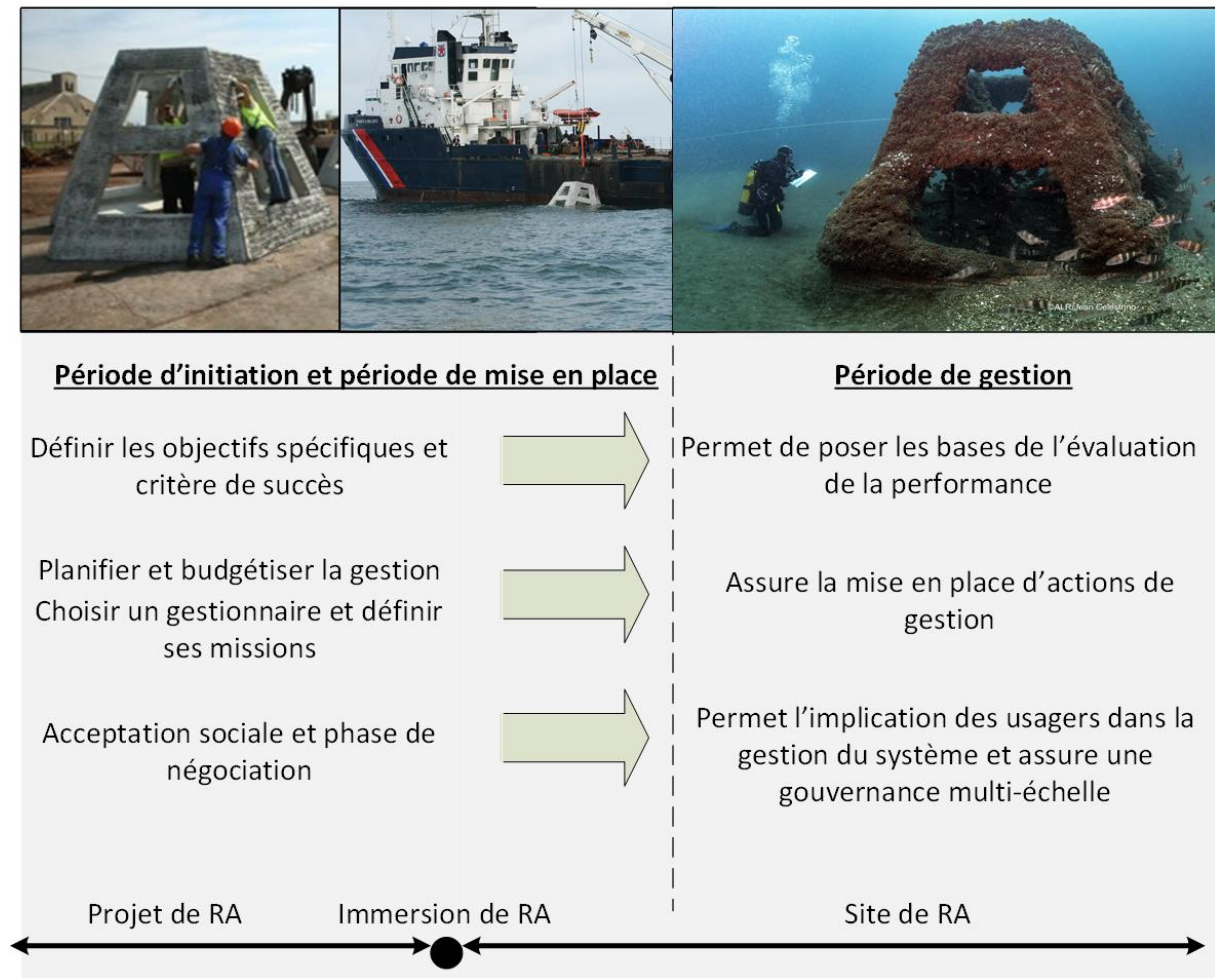


Figure 91 : Synthèse des actions stratégiques favorisant la mise en place de système durable, résilient et performant

Ainsi, l'ensemble de nos résultats ont permis de construire une démarche d'évaluation socio-écologique innovante sur les RA et de proposer des pistes de réflexions pour l'amélioration des performances des sites existant via des recommandations pour les futurs porteurs de projet.

3. Perspectives de recherche et d'application

L'ensemble de nos résultats offrent des **perspectives futures d'utilisation** des RA dans un objectif d'amélioration continue de leur performance socio-écologique. L'**évaluation comparative** des performances des RA apportent une réponse aux questions des financeurs et des gestionnaires sur la performance socio-écologiques effectives des RA sur les sites étudiés. Cependant, nous sommes aussi conscients que ces travaux sont une évaluation simplifiée car ils s'appuient sur des **indicateurs principalement descriptifs**. Cette évaluation a tout de même l'avantage de pouvoir être facilement applicable à tous les sites de RA et de permettre, de fait, la comparaison entre les sites.

La principale amélioration à apporter serait de réaliser des **évaluations plus précises** à l'aide des **indicateurs quantitatifs proposés en Partie 2** (Tableau 62). Ils permettraient de définir un niveau de performance quantifié. Par exemple, le niveau de performance sociale d'un objectif spécifique relationnel pourrait être défini à l'aide de l'indicateur du nombre de relations au sein du réseau et quantifié par rapport à un critère de succès quantitatif. Ce **niveau de performance** apporte une précision intéressante qui aiderait les gestionnaires à cibler les points d'amélioration afin d'atteindre les objectifs spécifiques prédéfinis. Cependant, elle ne permet pas la comparaison entre les différents sites de RA, car les critères de succès sont spécifiques à chaque site. Nous sommes convaincus que ces **deux évaluations seraient complémentaires** (évaluation du niveau de performance et évaluation comparative) et permettraient d'apporter une vision détaillée donnant le niveau de performance à l'échelle du site avec des indicateurs quantitatifs et une vision globale sur la performance des RA au niveau national avec des indicateurs descriptifs.

Notons que ce type d'évaluation est déjà mis en place sur certains sites lorsque ceux-ci s'inscrivent dans d'autres systèmes de gouvernance comme les AMP (Tempesta & Mar Otero del, 2016). Il s'agirait d'étendre et d'appliquer cette démarche aux autres sites de RA ou aux programmes de plus en plus importants de « restauration » écologique souffrant d'un manque d'évaluation (sans doute du fait de leurs développements récents).

Nos recherches sur la démarche d'évaluation de la performance socio-écologique des RA a établi des méthodologies et des facteurs favorisant la performance de ces outils d'aménagement du territoire marin côtier. Elles ont également permis d'initier la réflexion sur le lien entre performance écologique et performance sociale. Il nous paraît essentiel de continuer la recherche sur cet aspect car nous n'avons pas pu montrer clairement de corrélation entre les performances sociales et écologiques : est-ce qu'un RA avec un faible niveau de performance écologique remplit ses objectifs sociologiques de manière équivalente à un système avec un niveau de performance écologique plus élevé ? Pourtant, à l'issue de notre étude, l'hypothèse d'un lien de causalité entre performance écologique et sociale nous paraîtrait expliquer les différences de performance sociale entre les sites de RA. Prenons comme exemple le site du Croisic qui n'assure pas de performance sociale. Le RA central s'est effondré et certains modules se sont enfouis (Bornens *et al.*, 2006). Dès lors, l'enfouissement partiel des RA entraînerait une diminution du niveau de performance écologique. Nos résultats ont également montré que la perception des acteurs face à ce constat est celui d'un échec du projet (mentionné dans plus de la moitié des entretiens menés auprès des acteurs de ce site). Il serait alors intéressant de mesurer l'effet de cette diminution de performance écologique sur la performance sociale afin de quantifier un seuil minimal de performance écologique à atteindre pour pouvoir assurer l'atteinte d'objectifs sociaux et la pérennité du projet.

Notre démarche s'est également inscrite dans un contexte de lutte contre le changement climatique et des prises de conscience des répercussions des activités anthropiques, non seulement à l'échelle locale mais aussi à une échelle plus globale. Dans ce contexte, les politiques publiques adoptent des mesures visant à promouvoir l'utilisation durable des ressources (« new Greendal » des politiques Européennes). Ils financent des projets d'aménagement « verts » ou des systèmes allant vers une « transition » écologique car plus respectueux de l'environnement (restauration écologique, solutions fondées sur la nature, éco-conception, ...). Les suivis et l'évaluation de ces outils d'ingénierie écologique devront tenir compte de la complexité des systèmes dans lesquels ils s'inscrivent (Assemblée générale des Nations-Unies, 2019). Nos travaux, sur la base du cadre des

SES d'Ostrom (2009), sont une tentative de réponse à ces attentes, pour l'analyse d'un outil d'ingénierie écologique côtier : le RA. Les perspectives d'application de nos recommandations sont à la fois nationales et internationales. A l'échelle nationale, en Manche Ouest, le projet « Göelo » d'immersion de RA est en cours d'instruction, affichant des objectifs spécifiques sociaux de type culturel (amélioration des connaissances scientifiques, communication), porté par une association de pêcheurs de loisir locaux. En Méditerranée, l'immersion de RA est envisagée comme mesures compensatoires à l'implantation de parcs éoliens, à l'instar du site de RA de Cherbourg que nous avons étudié, ou comme outils transactionnel, lors des phases de négociations, d'extension de parc Marin (Port-Cros).

Nous sommes convaincus que le cadre d'analyse des SES peut s'adapter à tous les types d'outils d'ingénierie écologique côtière, afin d'évaluer leur efficacité et leur durabilité, dans une démarche traitant l'Homme et son environnement dans un même plan. A ce titre, à l'échelle internationale, les Nations-Unis ont déclaré les années 2021-2030 comme la « décennie pour la restauration des écosystèmes » (Assemblée générale des Nations-Unies, 2019). Les projets de RA, en tant que principaux outils employés pour la restauration écologique, avec le bouturage de corail et la transplantation d'herbiers (Chipaux *et al.*, 2016), vont mécaniquement se multiplier dans les années futures. Nous faisons le souhait que nos travaux guideront vers une plus grande efficacité de ces outils, dans l'espoir qu'une transition s'opère afin d'enrayer la crise de la biodiversité actuelle.

Références bibliographiques

- ABADIE S., BUTEL R., MAURIET S., MORICHON D. & DUPUIS H. (2006) - *Wave climate and longshore drift on the South Aquitaine coast*. Continental Shelf Research, 26 (16), 1924-1939.
- ABBADIE L., BASTIEN-VENTURA C. & FRASCARIA-LACOSTE N. (2015) - *Bilan et enjeux du programme interdisciplinaire Ingeco du CNRS (2007-2011) : Un tournant pour l'ingénierie écologique en France ?* Nature, Sciences, Société (23), 389-396.
- ABELSON A., ABELSON Y. & COMPARISON Y. (2002) - *Comparison of the development of coral and fish communities on rock-aggregated artificial reefs in Eilat, Red Sea*. ICES Journal of Marine Science, 59, 122-126.
- AJEMIAN M.J., WETZ J.J., SHIPLEY-LOZANOB B. & STUNZ G. (2015) - *Rapid assessment of fish communities on submerged oil and gasplatform reefs using remotely operated vehicles*. Fisheries Research, 167, 143-155.
- AKRICH M., CALLON M. & LATOUR B. (1988) - *A quoi tient le succès des innovations ? 1 : L'art de l'intéressement 2 : Le choix des porte-parole*. Acte de colloque, Annales des Mines (11 & 12), 8 pp.
- AKRICH M., CALLON M. & LATOUR B. (2006) - *Sociologie de la traduction : Textes fondateurs*. Presses des Mines, Paris, 401 pp.
- ALBAN F., PERSON J., RONCIN N. & BONCOEUR J. (2008) - *Analysis of socio-economic survey results*. EMPAFISH Project, 139, 144 pp.
- ALEXANDER S., ARMITAGE D. & CHARLES A. (2015) - *Social networks and transitions to co-management in Jamaican marine reserves and small-scale fisheries*. Global Environmental Change, 35, 213-225. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2015.09.001
- ALLEMAND D., DEBERNARDI E. & SEAMAN W. (2000) - *Artificial reefs in the principality of Monaco: Protection and enhancement of coastal zones*. In: Artificial Reefs in European Seas. Jensen A.C.,

Bibliographie

- Collins K.J. & Lockwood A.P.M. (Éd.), Springer Netherlands, Dordrecht, 151-166 pp. doi: 10.1007/978-94-011-4215-1_9
- ALR (2017) - *Rapport d'activités 1999-2017*. 57 pp.
- AMBLARD H., BERNOUX P., HERREROS G. & LIVIAN Y.-F. (2005) - *Les nouvelles approches sociologiques des organisations*. Amblard H., Bernoux P., Herreros G. & Livian Y.F. (Éd.), Le Seuil, 291 pp.
- ANTONA M. & BOUSQUET F. (2017) - *Une troisième voie entre l'Etat et le marché: échanges avec Elinor Ostrom*. Quae, Versailles, 45 pp.
- ASSEMBLEE GENERALE DES NATIONS-UNIES (2019) - *United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021-2030)*, 7 pp.
- ASTRUCH P., ROUANET E., LE DIREACH & GOUJARD (2016) - *Suivi du peuplement de poissons des récifs artificiels de la baie du Prado (2008-2015)*. Rapport technique, Ville de Marseille et GIS Posidonie, 82 pp.
- AUBERT F., SAURIAU P.G. & JOURDE J. (2020) - *Suivi post-immersion prévu dans le cadre du projet RECIF 17*. Rapport technique, Cohabys et Université de La Rochelle, 33 pp.
- AUGRIS C., CAILL-MILLY N. & DE CASAMAJOR M.-N. (2009) - *Atlas thématique de l'environnement marin du Pays basque et du sud des Landes*. Quae, France, 127 pp.
- AUTHIER M., DORÉMUS G., VAN CANNEYT O., BOUBERT J.-J., GAUTIER G., DORAY M., DUHAMEL E., MASSÉ J., PETITGAS P. & RIDOUX V. (2018) - *Exploring change in the relative abundance of marine megafauna in the Bay of Biscay, 2004–2016*. Progress in Oceanography, 166, 159-167.
- AUZAS M. & MAUROUARD J. (2015) - *Immersion des récifs*. Rapport technique, EMCC, 22 pp.
- BAINE M. (2001) - *Artificial reefs: A review of their design, application, management and performance*. Ocean and Coastal Management, 44, 241-259.
- BAN N.C., DAVIES T.E., AGUILERA S.E., BROOKS C., COX M., EPSTEIN G., EVANS L.S., MAXWELL S.M. & NENADOVIC M. (2017) - *Social and ecological effectiveness of large marine protected areas*. Global Environmental Change, 43, 82-91. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2017.01.003

- BARBIER E.B. (2017) - *Marine ecosystem services*. *Current Biology*, 27 (11), 507-510.
- BARNABÉ G., CHARBONNEL E., MARINARO J.-Y., ODY D. & FRANCOUR P. (2000) - *Artificial reefs in France: Analysis, assessments and prospects*. In: *Artificial Reefs in European Seas*. Klumer Academics Publishers, 167-184 pp.
- BARRAQUET-PORTE F., GRECH G., SALGE F., SATRA LE BRIS C., PIEL S., THIEBAUD L. & VIGNE P. (2015) - *Document de synthèse : Groupe de travail GIMeL*. Rapport technique, GIMeL, 159 pp.
- BAS A. (2017) - *Analyse de la compensation écologique comme instrument d'internalisation et de lutte contre l'érosion de la biodiversité marine : illustration par l'éolien en mer*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 255 pp.
- BASURTO X., GELCICH S. & OSTROM E. (2013) - *The social–ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries*. *Global Environmental Change*, 23 (6), 1366-1380.
doi: 10.1016/j.gloenvcha.2013.08.001
- BAUDRIER J., LEFEBVRE A., GALGANI F., SARAUX C. & DORAY M. (2018) - *Optimising French fisheries surveys for marine strategy framework directive integrated ecosystem monitoring*. *Marine Policy*, 94, 10-19.
doi: 10.1016/j.marpol.2018.04.024
- BAUX N., PEZY J.-P., BACHELET Q., BAFFREAU A., MÉAR Y., POIZOT E., GUYONNET B. & DAUVIN J.-C. (2017) - *Soft bottom macrobenthic communities in a semi-enclosed Bay bordering the English Channel: The Rade de Cherbourg*. *Regional Studies in Marine Science*, 9, 106-116.
- BAVELAS A. (1948) - *A mathematical model for group structures*. *Applied Anthropology*, 7 (3), 16-30.
- BAVOUX J.-J. & CHAPELON L. (2014) - *Dictionnaire d'analyse spatiale*. Armand Colin, Paris, 607 pp.
- BAYHAN B. & SEVER T.M. (2015) - *Spring diet and feeding strategy of the European sprat *Sprattus sprattus* (L., 1758) from the Black Sea coast of Turkey*. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 3 (9), 697-700.
- BELIN C., NEAUD-MASSON N., LEMOINE M., DANIEL A., LASSUS P., BERTHOMÉ J.P., GROSSEL H., ALLENOU J.P., ANDRAL B., ARNAUD C., AUBY I., BECHEMIN C., BELLIAEFF B., BILLARD

- C., BIZZOZERO L., BLONDEL C., BOUCHOUCHA M., BRACH-PAPA C., BRUNEAU A. & CAMUS P. (2021) - *REPHY 1987-2020*. SEANOE.
- BENTORCHA A., GASCUEL D. & GUÉNETTE S. (2017) - *Using trophic models to assess the impact of fishing in the Bay of Biscay and the Celtic Sea*. Aquatic Living Resources, 30, 7 pp. doi: 10.1051/alr/2017006
- BERNARD G., BONHOMME P. & CHARBONNEL E. (1999) - *Valorisation de la rade Sud de Marseille- Aménagement en récifs artificiels de la baie du Prado*. Rapport technique, Ville de Marseille – GIS Posidonie, 132 pp.
- BERRIET-SOLLIEC M., DEPRES C., CHERVIER C., LATASTE F.-G., LEPICIER D., PHAM H.V. & PIGUET V. (2020) - *Les bénéfices sociaux et environnementaux des systèmes agricoles : une analyse ostromienne de trois terrains d'étude en France*. Développement durable et territoires, 11 (3), [en ligne]. doi: 10.4000/developpementdurable.17598
- BLANCHARD M., HEIM M.& ROZEC X. (2008) - *Cartographie synthétique et analyse des peuplements benthiques*. Rapport technique, Ifremer, 111 pp.
- BLOND G. (1972) - *La Grande aventure des océans...* Presses de la Cité, Paris, 992 pp.
- BLOUET S., CHERE E., DUPUY DE LA GRANDRIVE R., FOULQUIE M., DALIAS N., LENFANT P. & TESSIER A. (2012) - *Suivi scientifique des récifs artificiels au large de la commune d'Agde, Année 3*. Rapport technique, ADENA et CEFREM, 144 pp.
- BLOUET S., CHERE E., DE LA GRANDRIVE R., DALIAS N., TESSIER A., FOULQUIE M. & LENFANT P. (2014) - *Bilan de 30 ans d'immersions de récifs artificiels sur la cote agathoise (Méditerranée, France)*. Congrès sur les récifs artificiels : des matériaux à l'écosystème, ESITC Caen, 27-28-29 Janvier 2014.
- BOAVENTURA D., MOURA A., LEITÃO F., CARVALHO S., CÚRDIA J., PEREIRA P., FONSECA L.C.D., SANTOS M.N.D. & MONTEIRO C.C. (2006) - *Macrobenthic colonisation of artificial reefs on the southern coast of Portugal (Ancão, Algarve)*. Hydrobiologia, 1 (555), 335-343. doi: 10.1007/s10750-005-1133-1

Bibliographie

- BODILIS P., DOMBROWSKI E., SEYTRE C., GRILLON P., MOULIN A. & FRANCOUR P. (2008) - *Suivi des peuplements ichtyologiques des récifs artificiels de la zone marine protégée (Alpes-Maritimes)*. Rapport technique, Galathea Ecomer, 170 pp.
- BODIN Ö., ROBINS G., MCALLISTER R., GUERRERO A., CRONA B., TENGÖ M. & LUBELL M. (2016) - *Theorizing benefits and constraints in collaborative environmental governance: A transdisciplinary social-ecological network approach for empirical investigations*. Ecology and Society, 21 (1), 40 pp. doi: 10.5751/ES-08368-210140
- BODIN P., BOUCHER D. & GUELLEC C.L. (1989) - *Estimation des biomasses du mycrophyto et du Meiobenthos en baie de Saint-Brienc*. Rapport technique, Ifremer, 36 pp.
- BOËT P., LEGER M. & LE PICHON C. (1999) - *Modélisation du compartiment piscicole : Test d'un modèle bioénergétique pour mieux cerner la biomasse piscicole d'un bief de la Seine*. Rapport technique, Cemagref, 11 pp.
- BOISSERY P. (2014) - *Restauration du milieu marin méditerranéen, état des travaux en cours et perspectives*. Rapport technique, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 59 pp.
- BOMBACE G. (1989) - *Artificial reefs in the Mediterranean sea*. Bulletin of Marine Science (44), 1023-1032.
- BORJA A., AMOUROUX D., ANSCHUTZ P., GÓMEZ-GESTEIRA M., UYARRA M.C. & VALDÉS L. (2019) - *Chapter 5 - The Bay of Biscay*. In: World Seas: an Environmental Evaluation (Second Edition). Sheppard C. (Éd.), Academic Press, 113-152 pp. doi: 10.1016/B978-0-12-805068-2.00006-1
- BORNENS P., GROSDÉMANGE D., DELORT E., PAGOT J.P., BIZIEN R. & BOUGIO Y. (2004) - *Suivi écologique après une année d'immersion des récifs artificiels de l'Île d'Yeu et du Croisic*. Rapport technique, In Vivo, 99 pp.
- BORNENS P., GROSDÉMANGE D., TREBUCHON M., BIZIEN R., DONFUT E., BOUGANT S., ROSE B. & BOUGIO Y. (2006) - *Suivi écologique après trois années d'immersion des récifs artificiels de l'Île d'Yeu et du Croisic campagne de juin-juillet*. Rapport technique, In Vivo, 50 pp.

- BORTONE M., SAMOILYS M. & FRANCOUR P. (2000) - *Fish and macroinvertebrate evaluation methods*. In: Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats. CRC, Boca Ratón, Florida, 127-164 pp.
- BOUAMRANE M. (2006) - *Biodiversité et acteurs. Des itinéraires de concertation. Réserves de biosphère*. UNESCO. PARIS, 80 pp.
- BOUCHARD A. (2018) - *Détermination de la complexité des récifs artificiels*. Rapport de licence, Université de La Rochelle, 15 pp.
- BOUDOURESQUE C.F., BERNARD G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., DIVIACCO G., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S. & TUNESI L. (2006) - *Préservation et conservation de l'herbier à Posidonia oceanica*. Rapport technique, Monaco et GIS Posidonie, 202 pp.
- BOUDOURESQUE C.F., BLANFUNÉ A., PERGENT G. & THIBAUT T. (2021) - *Restoration of seagrass meadows in the mediterranean sea: A critical review of effectiveness and ethical issues*. Water, 13, 1034.
- BOULEAU G. (2007) - *La gestion française des rivières et ses indicateurs à l'épreuve de la directive cadre*. Thèse de doctorat, AgroParisTech, 453 pp.
- BOURGUIGNON A. (2000) - *Performance et contrôle de gestion*. In: Encyclopédie de comptabilité, contrôle de gestion et audit. Bernard Colasse, 931-941 pp.
- BRADFORD GRIEVE J.M., PROBERT P.K., NODDER S.D., THOMPSON D., HALL J., HANCHET S., BOYD P., ZELDIS J., BAKER A.N., BEST H.A., BROEKHUIZEN N., CHILDERHOUSE S., CLARK M., HADFIELD M., SAFI K. & WILKINSON I. (2003) - *Pilot trophic model for subantarctic water over the Southern Plateau, New Zealand: A low biomass, high transfer efficiency system*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 289 (2), 223-262.
- BREY T. (2001) - *Population dynamics in benthic invertebrates*. A virtual handbook.
- BREY T., MÜLLER-WIEGMANN C., ZITTIER Z.M. & HAGEN W. (2010) - *Body composition in aquatic organisms—a global data bank of relationships between mass, elemental composition and energy content*. Journal of Sea Research, 64 (3), 334-340.

- BROCHIER T., AUGER P., THIAO D., BAH A. & LYS S. (2018) - *Can overexploited fisheries recover by self-organization? Reallocation of fishing effort as an emergent form of governance*. *Marine Policy* (95), 45-56.
- BROCHIER T., BREHMER P. & MBAYE, A. (2021) - *Successful artificial reefs depend on getting the context right due to complex socio-bio-economic interactions*. *Scientific Reports* (11), 16698.
- BRUNET R., FERRAS R. & THIERRY H. (1993) - *Les mots de la géographie : dictionnaire critique*. GIP RECLUS ; La Documentation française, Montpellier ; Paris, 470 pp.
- BUGNOT A., MAYER-PINTO M., AIROLDI L., HEERY E., JOHNSTON E., CRITCHLEY L., STRAIN E., MORRIS R., LOKE L. & BISHOP M. (2021) - *Current and projected global extent of marine built structures*. *Nature Sustainability*, 4 (1), 33-41.
- BURT R.S. (1991) - *Measuring age as a structural concept*. *Social Networks*, 13 (1), 1-34.
- BURT R.S. (2005) - *Brokerage and Closure: An Introduction to Social Capital*. Oxford University Press, Oxford, New York, 296 pp.
- BUSTNES J.O., BARRETT R.T. & HELBERG M. (2010) - *Northern Lesser Black-backed Gulls: What do They Eat?*. *Waterbirds*, 534-540.
- CALLON M. (1986) - *Éléments pour une sociologie de la traduction : la domestication des coquilles St-Jacques et des marins pêcheurs dans la baie de St. Brieu*. *L'Année Sociologique*, 36, 169-208.
- CAMILLERI G. & FERAL F. (1996) - *Les politiques publiques de gestion des pêches en Méditerranée France/Espagne*. Rapport technique, Université de Perpignan et Ifremer, 266 pp.
- CARPENTIER A., MARTIN C. & VAZ S. (2009) - *CHARM II Channel Habitat Atlas for marine Resource Management*. Boulogne-sur-Mer, 626 pp.
- CARTWRIGHT D. & HARARY F. (1977) - *A graph theoretic approach to the investigation of system-environment relationships*. *The Journal of Mathematical Sociology*, 5 (1), 87-111. doi: 10.1080/0022250X.1977.9989866
- CASTEGE I., MILON E., FOURNEAU G. & TAUZIA A. (2016) - *First results of fauna community structure and dynamics on two artificial reefs in the south of the Bay of Biscay (France)*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 179, 172-180.

Bibliographie

- CASTETZ N. (2008) - *A Etretat, un récif artificiel pour revigorer les fonds*. Libération, 2 pp.
- CEPRALMAR (2017) - *Boite à outils permettant de constituer un suivi scientifique standardisé des récifs artificiels en Languedoc-Roussillon*. Guide pratique, 84 pp.
- CEPRALMAR (2015) - *Guide pratique d'aide à l'élaboration, l'exploitation et la gestion des récifs artificiels en Languedoc-Roussillon.*, Guide pratique, 121 pp.
- CEREMA (2014) - *Evaluation environnementale stratégique du plan d'action pour le milieu marin de la sous-région marine méditerranée Occidentale*. Rapport technique, 232 pp.
- CERTAIN G., RIDOUX V., VAN CANNEYT O. & BRETAGNOLLE V. (2008) - *Delphinid spatial distribution and abundance estimates over the shelf of the Bay of Biscay*. ICES Journal of Marine Science, 65 (4), 656-666.
- CHAOUI L., KARA F. & QUIGNARD J.P. (2005) - *Alimentation et condition de la dorade Sparus aurata (Teleostei: Sparidae) dans la lagune du Mellah (Algérie Nord-Est)*. Cahiers de Biologie Marine., 46 (3), 221-226.
- CHARBONNEL E. & FRANCOUR P. (1994) - *Etude de l'ichtyofaune des récifs artificiels du Parc Régional Marin de la Côte Bleue en 1993*. Rapport technique, GIS Posidonie, 66 pp.
- CHARBONNEL E., SERRE C. & GIS POSIDONIE (1999) - *Suivi des peuplements ichtyologiques des récifs artificiels de la zone marine protégée de Vallauris-golfe-juan (Alpes-Maritimes). comparaison entre les périodes 1987/1989 et 1997/1998*. Rapport technique, Conseil Général des Alpes-Maritimes et GIS Posidonies, 97 pp.
- CHARBONNEL E., RUITTON S., BACHET F., MAISONNEUVE DE L., DANIEL B. & GEOFFRAY C. (2001) - *Les peuplements de poissons des récifs artificiels du Parc Marin de la Côte Bleue. Suivi 2000 et évolution à moyen et long terme*. Rapport technique, PMCB et GIS posidonie, 92 pp.
- CHARBONNEL E. (2005) - *Les récifs artificiels comme outils de gestion des ressources littorales : éléments de synthèse et de réflexion*. Séminaire international d'échanges d'expériences, Nantes.

Bibliographie

- CHARBONNEL E. & BACHET F. (2010) - *Artificial reefs in the Cote Bleue Marine Park : assessment after 25 years of experiments and scientific monitoring*. In: Global Change: Mankind-Marine Environment Interactions. Springer, 73-79 pp.
- CHARBONNEL E. & BACHET F. (2011) - *Note sur le bilan des immersions de récifs artificiels réalisées depuis 27 ans dans le Parc Marin de la Côte Bleue*. Note technique, PMCB, 3 pp.
- CHARBONNEL E. (2015) - *Les perceptions comme indicateurs de la performance et l'acceptation des AMP : Résultats des enquêtes du PMCB en quelques chiffres*. Rapport technique, PMCB, 11 pp.
- CHARBONNEL E. (2018) - *Côte Bleue Marine Park: Artificial reefs and protected reserves in the heart of management since 35 years*. Regional experience exchange of the Medpan network, Spain, 13,14,15 November 2018.
- CHARDY X. & DAUVIN J.-C. (1992) - *Carbon flows in a subtidal fine sand community from the western English Channel: a simulation analysis*. Marine Ecology Progress Series, 81, 147-161.
- CHEVALLIER F. & LEROY F. (2017) - *Extension du port de Cherbourg en grande rade, Suivi environnemental du récif artificiel*. Rapport technique, SINAY, 26 pp.
- CHEVALLIER F. & LEROY F. (2019) - *Extension du port de Cherbourg en grande rade, Suivi environnemental du récif artificiel*. Rapport technique, SINAY, 34 pp.
- CHIPEAUX A., PINAULT M., PASCAL N. & PIOCH S. (2016) - *Analyse comparée à l'échelle mondiale des techniques d'ingénierie écologiques adaptées à la restauration des récifs coralliens*. Revue d'Ecologie, Terre et Vie, Société nationale de protection de la nature, 71 (2), 99-110.
- CHOBLET C. (2005) - *Espace littoral et décisions d'aménagement, Limites et potentialités des études d'impact et des enquêtes publiques. Exemple du littoral atlantique français*. Thèse de doctorat, Université de Nantes, 424 pp.
- CHOUVELON T. (2011) - *Structure et fonctionnement des réseaux trophiques par l'utilisation de traceurs écologiques (isotopes stables, métaux) en environnement marin ouvert : le cas du Golfe de Gascogne*. Thèse de doctorat, Université de La Rochelle, 391 pp.

- CHRISTENSEN V. & PAULY D. (1992) - *ECOPATH II—a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics*. Ecological Modelling, 61 (3-4), 169-185.
- CHRISTENSEN V. & WALTERS C.J. (2004) - *Ecopath with Ecosim: Methods, capabilities and limitations*. Ecological Modelling, 2-4 (172), 109-139. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003
- CHRISTENSEN V., WALTERS C.J. & PAULY D. (2005) - *Ecopath with Ecosim: A user's guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, 154 pp.
- CHRISTENSEN V., WALTERS C.J., AHRENS R., ALDER J., BUSZOWSKI J., CHRISTENSEN L.B., CHEUNG W.W., DUNNE J., FROESE R. & KARPOUZI V. (2009) - *Database-driven models of the world's Large Marine Ecosystems*. Ecological Modelling, 220 (17), 1984-1996.
- CHRISTIAN R., STEIMLE F. & STONE R. (1998) - *Evolution of marine artificial reef development—a philosophical review of management strategies*. Gulf of Mexico Science, 16 (1), 6.
- CHUANG C.-T., GUINEA E. & KUO H.H. (2008) - *An impact and management study of Taiwanese artificial reef deployment*. Vietnam, 12 pp.
- CLAUDET J. & PELLETIER D. (2004) - *Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies*. Aquatic Living Resources, 17 (2), 129-138.
- CLAUDET J. (2006) - *Aires marines protégées et récifs artificiels : méthodes d'évaluation, protocoles expérimentaux et indicateurs*. Thèse de doctorat, Université de Perpignan, 266 pp.
- CLAVELEAU D. (2007) - *Evolution morpho-sédimentaire quaternaire de la plate-forme continentale de la Côte d'Albâtre (Manche orientale, France)*. Thèse de doctorat, Université de Rouen, 243 pp.
- COLLÉTER M., VALLS A., GUITTON J., GASCUEL D., PAULY D. & CHRISTENSEN V. (2015) - *Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository*. Ecological Modelling, 302, 42-53.
- COMBE D., LARGERON C., EGYED-ZSIGMOND E. & GÉRY M. (2010) - *A comparative study of social network analysis tools*. Saint-Etienne, France, Web intelligence & virtual enterprises, 13 pp.

Bibliographie

- CONNER M.M., SAUNDERS W.C., BOUWES N. & JORDAN C. (2016) - *Evaluating impacts using a BACI design, ratios, and a Bayesian approach with a focus on restoration*. Environmental Monitoring and Assessment, 188 (10), 555. doi: 10.1007/s10661-016-5526-6
- CONSEIL GENERAL ALPES MARITIMES (2014) - *Dossier de renouvellement de la zone marine protégée de Vallauris-Golfe Juan*. Rapport technique, 44 pp.
- CONVENTION ET PROTOCOLE DE LONDRES & PNUE (2009) - *Directives pour l'implantation de récifs artificiels*. Rapport technique, Londres, 96 pp.
- CORBIN A. (1988) - *Le territoire du vide : le désir de rivage en Occident*. Flammarion, 416 pp.
- COX M., ARNOLD G. & VILLAMAYOR TOMÁS S. (2010) - *A review of design principles for community-based natural resource management*. Ecology and Society, 15 (4), 38. doi: 10.5751/ES-03704-150438
- CREOCEAN & P2A (2006) - *Suivi scientifique des récifs artificiels immergés au large de Gruissan*. Rapport technique, Créocéan, tranche 2, 27 pp.
- CREOCEAN & OEIL D'ANDROMEDE (2007) - *Suivi scientifique des récifs artificiels immergés au large de Gruissan*. Rapport technique, 65 pp.
- CREOCEAN (2008) - *Suivi scientifique des récifs artificiels immergés au large de Gruissan 2003-2007*. Rapport de synthèse, 65 pp.
- CREOCEAN (2014) - *Projet de récifs artificiels à titre expérimental au large de l'île d'Oléron*. Demande de concession d'occupation du DPM en dehors des ports, Créocéan, 38 pp.
- CRESSON P. (2013) - *Fonctionnement trophique des récifs artificiels de la baie du Prado (Marseille, France) : Origine et devenir de la matière organique*. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille, 284 pp.
- CRESSON P., LE DIREACH L., ROUANET E., GOBERVILLE E., ASTRUCH P., OURGAUD M. & HARMELIN-VIVIEN M. (2019) - *Functional traits unravel temporal changes in fish biomass production on artificial reefs*. Marine Environmental Research, 145, 137-146.
- DANIEL B., LEBON L. & SERRE C. (2014) - *Enlèvement à titre expérimental de 2500 pneumatiques immergés dans le site Natura 2000 FR9301573 « Baie et cap d'Antibes - Iles de Lérins »*. Rapport technique, Agence des aires marines protégées, 52 pp.

- DAUVIN J.-C. (2019) - *The English Channel: La Manche*. In: *World Seas: An Environmental Evaluation*. Elsevier, 153-188 pp.
- DAVID G. (2008) - *La pêche côtière océanienne et son environnement*. *Journal de la Société des Océanistes* (126-127), 247-270. doi: 10.4000/jso.4352
- DDTM 11 (2002) - *Convention de concession de Gruissan*.
- DDTM 34 (2008) - *Convention de concession d'Agde*.
- DDTM 76 (2008) - *Convention de concession d'Etretat*.
- DE BIE T., DE MEESTER L., BRENDONCK L., MARTENS K., GODDEERIS B., ERCKEN D., HAMPEL H., DENYS L., VANHECKE L. & VAN DER GUCHT K. (2012) - *Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms*. *Ecology Letters*, 15 (7), 740-747.
- DE CACQUERAY M. & MEUR-FEREC C. (2015) - *De la Gestion Intégrée des Zones Côtières à la planification spatiale maritime : quels liens entre ces deux principes de gestion? Quelle position adoptée par la France?*. Boillet N.(éd.). *L'aménagement du territoire maritime dans le contexte de la politique maritime intégrée*. Paris: A. Pedone, 61-78.
- DEGENNE A. & FORSE M. (2004) - *Les réseaux sociaux*. Armand Colin, Paris, France, 294 pp.
- DEGRAER S., CAREY D., COOLEN J., HUTCHISON Z., KERCKHOF F., RUMES B. & VANAUVERBEKE J. (2020) - *Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning: A synthesis*. *Oceanography*, 33 (4), 48-57. doi: 10.5670/oceanog.2020.405
- DELGADO-SERRANO M. & RAMOS P. (2015) - *Making Ostrom's framework applicable to characterise social ecological systems at the local level*. *International Journal of the Commons*, 9 (2), 808-830. doi: 10.18352/ijc.567
- DENIEL C. (1974) - *Régime alimentaire des jeunes turbots *Scophthalmus maximus* L. de la classe 0 dans leur milieu naturel*. *Cahier de Biologie Marine*, 15, 551-566.
- DENIS J. & HENOCQUE Y. (2001) - *Des outils et des hommes pour une gestion intégrée des zones côtières. Guide méthodologique. Volume II*. *Manuels et Guides* (42), 64 pp.

- DESSE M. (2012) - *De la mer nourricière à la mer de loisir, les peintres et la transgression du regard en Bretagne*. Ruralité, 15-22.
- DEVREKER D. & LEFEBVRE A. (2018) - *Optimisation du programme de surveillance DCSMM pour les descripteurs 5-Entrophisation et 1-Habitats Pélagiques. Campagnes océanographiques à l'échelle des sous-régions marines*. Rapport technique, Ifremer, 49 pp.
- DI FRANCO A., THIRIET P., DI CARLO G., DIMITRIADIS C., FRANCOUR P., GUTIÉRREZ N.L., DE GRISSAC A.J., KOUTSOUBAS D., MILAZZO M. & DEL MAR OTERO M. (2016) - *Five key attributes can increase marine protected areas performance for small-scale fisheries management*. Scientific Reports, 6 (1), 1-9.
- DI MEO G. (1998) - *De l'espace aux territoires : Eléments pour une archéologie des concepts fondamentaux de la géographie*. L'information géographique, 62 (3), 99-110.
- DIRM (2012) - *Document stratégique pour l'implantation des récifs artificiels*. Rapport technique, Régions Languedoc Roussillon et Provence Alpes Côte d'Azur, 102 pp.
- DITTON R.B., OSBURN H.R., BAKER T.L. & THAILING C.E. (2002) - *Demographics, attitudes, and reef management preferences of sport divers in offshore Texas waters*. ICES Journal of Marine Science, 59 (suppl), S186-S191.
- DOUMENGE F. (1972) - *Dix ans d'évolution des politiques et économies de pêche : Politiques et économies de pêche 1957-1966*. Persée-Portail des revues scientifiques en SHS, 81 (445), 343-343.
- DRESSEL S., ERICSSON G. & SANDSTRÖM C. (2018) - *Mapping social-ecological systems to understand the challenges underlying wildlife management*. Environmental Science & Policy, 84, 105-112. doi: 10.1016/j.envsci.2018.03.007
- DROUINEAU H., MAHÉVAS S., PELLETIER D. & BELIAEFF B. (2006) - *Assessing the impact of different management options using ISIS-Fish: the French Merluccius merluccius–Nephrops norvegicus mixed fishery of the Bay of Biscay*. Aquatic Living Resources, 19 (1), 15-29.
- DSF (2019) - *Documents Stratégiques de Façade*. Geolittoral développement durable, consulté le 2 février 2020 [en ligne] sur <http://www.geolittoral.developpement-durable.gouv.fr/>.

Bibliographie

- DUBREUIL J. (2013) - *Suivi scientifique des récifs artificiels d'Etretat*. Rapport technique, In Vivo, 50 pp.
- DUBREUIL J., GROSDÉMANGE D. & TREBAUL E. (2014) - *Suivi scientifique des récifs artificiels d'Etretat*. Rapport technique, In Vivo, 85 pp.
- DUMOULIN KERVRAN D. & PEPIN-LEHALLEUR M. (2012) - *Agir-en-réseau : Modèle d'action ou catégorie d'analyse?* Presses universitaires de Rennes, 238 pp.
- DUVAL C. & DUCLERC J. (1985) - *Les récifs artificiels en Languedoc-Roussillon. Etude halieutique : méthodologie et premiers résultats*. Rapport technique, Ifremer, 140 pp.
- EL-MAREMIE H. & EL-MOR M. (2015) - *Feeding habits of the bogue, Boops boops (Linnaeus, 1758) (Teleostei: Sparidae) in Benghazi coast, eastern Libya*. Journal of Life Sciences, 9 (5), 189-196.
- ELOIRE F., ICHER É.P. & LAZEGA E. (2011) - *Application de l'analyse des réseaux complets à l'échelle interorganisationnelle*. Terrains Travaux (2), 77-98.
- FABI G., SPAGNOLO A., BELLAN-SANTINI D., CHARBONNEL E., ÇIÇEK B.A., GARCIA J.J.G., JENSEN A.C., KALLIANIOTIS A. & SANTOS M.N. DOS (2011) - *Overview on artificial reefs in Europe*. Brazilian Journal of Oceanography, 59 (spe1), 155-166.
- FABI G., SCARCELLA G., SPAGNOLO A., BORTONE S.A., CHARBONNEL E., GOUTAYER J.J., HADDAD N., LÖK A. & TROMMELEN M. (2015) - *Practical guidelines for the use of artificial reefs in the Mediterranean and the Black Sea*. General Fisheries Commission for the Mediterranean. Studies and Reviews (96), 84 pp.
- FALCONE P.M., D'ALISA G., GERMANI A.R. & MORONE P. (2020) - *When all seemed lost. A social network analysis of the waste-related environmental movement in Campania, Italy*. Political Geography, 77, 102114.
- FAO (1998) - *Evolution des ressources, de la production, de l'utilisation et du commerce des produits de la mer*. La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture, consulté le 2 septembre 2021 [en ligne] sur <https://www.fao.org>.
- FAO (2020) - *La situation mondiale 2020*. Résumé des pêches et de l'aquaculture, 28 pp.

- FATH B.D., ASMUS H., ASMUS R., BAIRD D., BORRETT S.R., DE JONGE V.N., LUDOVISI A., NIQUIL N., SCHARLER U.M. & SCHÜCKEL U. (2019) - *Ecological network analysis metrics: the need for an entire ecosystem approach in management and policy*. *Ocean & Coastal Management*, 174, 1-14.
- FEHRI-BEDOUT R., MOKRANI E. & HASSINE O.K.B. (2009) - *Feeding habits of Pagellus acarne (Sparidae) in the Gulf of Tunis, central Mediterranean*. *Scientia Marina*, 73 (4), 667-678.
- FENNESSY S., JACOBS A. & KENTULA M. (2007) - *An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands*. *Wetlands*, 27, 543-560. doi: 10.1672/0277-5212(2007)27[543:AEORMF]2.0.CO;2
- FERROU N. (2000) - *Etude de la colonisation d'un récif artificiel sur le littoral landais au niveau de la faune benthique*. Rapport de stage de master 2, Institut des Milieux Aquatiques, 32 pp.
- FIGUEIREDO M., MORATO T., BARREIROS J.P., AFONSO P. & SANTOS R.S. (2005) - *Feeding ecology of the white seabream, Diplodus sargus, and the ballan wrasse, Labrus bergylta, in the Azores*. *Fisheries Research*, 75 (1-3), 107-119.
- FINN J.T. (1976) - *Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows*. *Journal of Theoretical Biology*, 56 (2), 363-380.
- FLEISCHMAN F., BAN N., EVANS L., EPSTEIN G., GARCIA-LOPEZ G. & VILLAMAYOR-TOMAS S. (2014) - *Governing large-scale social-ecological systems: Lessons from five cases*. *International Journal of the Commons*, 8 (2), 428-456. doi: 10.18352/ijc.416
- FLORICEL S., BONNEAU C., AUBRY M. & SERGI V. (2014) - *Extending project management research: Insights from social theories*. *International Journal of Project Management*, 32 (7), 1091-1107.
- FOLKE C., HAHN T., OLSSON P. & NORBERG J. (2005) - *Adaptive governance of social-ecological systems*. *Annual Review of Environment and Resources*, 15, 441-73. doi: 10.1146/annurev.energy.30.050504.144511
- FORSE M. (2008) - *Définir et analyser les réseaux sociaux*. *Informations Sociales* (3), 10-19.
- FOUCART M. (2003) - *Programme de gestion de la bande côtière en pays de la Loire : Immersion expérimentale de récifs artificiels*. Rapport technique, COREPEM et SMIDAP, 36 pp.

- FRAU L., MARZEDDU A., DINI E., GRACIA V., GIRONELLA X., ERIOLI A., ZOMPARELLI A. & SANCHEZ-ARCILLA A. (2016) - *Effects of ultra-porous 3D printed reefs on wave kinematics*. Journal of Coastal Research 75 (10075), 851-855.
- FULTON E.A., BAX N.J., BUSTAMANTE R.H., DAMBACHER J.M., DICHMONT C., DUNSTAN P.K., HAYES K.R., HOBDAI A.J., PITCHER R. & PLAGÁNYI É.E. (2015) - *Modelling marine protected areas: insights and hurdles*. Philosophical Transactions of the Royal Society B, Biological Sciences, 370 (1681), 20140278.
- GADEMAR V., GILLE L. & SIMON M.-O. (2012) - *Performance, efficacité, efficience : Les critères d'évaluation des politiques sociales sont-ils pertinents*. Crédoc, cahier de recherche, 299, 80 pp.
- GALLACHER J., SIMMONDS N., FELLOWES H., BROWN N., GILL N., CLARK W., BIGGS C. & RODWELL L.D. (2016) - *Evaluating the success of a marine protected area: A systematic review approach*. Journal of Environmental Management, 183, 1-14. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.08.029
- GARCIA C. (2010) - *Approche fonctionnelle des communautés benthiques du bassin oriental de la Manche et du sud de la mer du Nord*. Thèse de doctorat, Université de Lille, 399 pp.
- GASCUEL D. (2019) - *Pour une révolution dans la mer : De la surpêche à la résilience*. Actes Sud, 699 pp.
- GATTUSO J.-P., FRANKIGNOULLE M. & WOLLAST R. (1998) - *Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems*. Annual Review of Ecology and Systematics, 29 (1), 405-434.
- GAY B., DOUSSET B. & WANASSI R. (2013) - *Les indicateurs structurels d'un graphe : Calculs, visualisation, interactivité*. Nancy, France, 5ème séminaire de Veille Stratégique Scientifique & Technologique (VSSST 2013), 19 pp.
- GLEYZE J. (2001) - *Réseaux, Territoires et Accessibilité*. Rapport technique, 136 pp.
- GONÇALVES J.M.S. & ERZINI K. (1998) - *Feeding habits of the two-banded sea bream (*Diplodus vulgaris*) and the black sea bream (*Spondyliosoma gantbarus*)(Sparidae) from the south-west coast of Portugal*. Cybium, 22 (3), 245-254.
- GOUMARI S. & JAOUHARI L. (2020) - *Traduction des outils de contrôle de gestion dans les collectivités territoriales : Approche acteur réseau*. Revue Française d'Economie et de Gestion, 1 (5), 231-250.

Bibliographie

- GRAHAM J., AMOS B. & PLUMPTRE T. (2003) - *Governance principles for protected areas in the 21st century*. Institute on Governance, Ottawa, ON, Canada, 46 pp.
- GRANNEMAN J.E. & STEELE M.A. (2015) - *Effects of reef attributes on fish assemblage similarity between artificial and natural reefs*. ICES Journal of Marine Science, 72 (8), 2385-2397.
- GUAN M.-L., ZHENG T. & YOU X.-Y. (2016) - *Ecological rehabilitation prediction of enhanced key-food-web offshore restoration technique by wall roughening*. Ocean & Coastal Management, 128, 1-9.
- GUÉNETTE S. & GASCUEL D. (2012) - *Shifting baselines in European fisheries: the case of the Celtic Sea and Bay of Biscay*. Ocean & Coastal Management, 70, 10-21.
- GUICHARD S. (1999) - *Etude préliminaire à l'implantation de récifs artificiels sur la côte landaise (Capbreton, Vieux-Boucau, Moliets)*. Rapport technique, Biosub, 31 pp.
- GURNEY G.G. & DARLING E.S. (2017) - *A global social-ecological systems monitoring framework for coastal fisheries management: A practical monitoring*. Technical report, Wildlife Conservation Society, New York, 63 pp.
- GUTIÉRREZ N.L., HILBORN R. & DEFEO O. (2011) - *Leadership, social capital and incentives promote successful fisheries*. Nature, 470 (7334), 386-389. doi: 10.1038/nature09689
- HAAK D.M., FATH B.D., FORBES V.E., MARTIN D.R. & POPE K.L. (2017) - *Coupling ecological and social network models to assess "transmission" and "contagion" of an aquatic invasive species*. Journal of Environmental Management, 190, 243-251.
- HACKRADT C.W., FÉLIX-HACKRADT F.C. & GARCÍA-CHARTON J.A. (2011) - *Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil*. Marine Environmental Research, 72 (5), 235-247.
- HALOUANI G. (2016) - *Modélisations de la dynamique trophique d'un écosystème Méditerranéen exploité : Le Golfe de Gabès (Tunisie)*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 230 pp.
- HAMADMAD H. (2017) - *Définition d'une expression temporelle de la performance des entreprises manufacturières*. Thèse de doctorat, Université Grenoble, 113 pp.

- HAMER K., PHILLIPS R., WANLESS S., HARRIS M. & WOOD A. (2000) - *Foraging ranges, diets and feeding locations of gannets *Morus bassanus* in the North Sea: evidence from satellite telemetry*. Marine Ecology Progress Series, 200, 257-264.
- HANNEMAN R. & RIDDLE M. (2005) - *Introduction to social network methods*. Riverside, CA: University of California, consulté le 04 juillet 2021 [en ligne] sur <http://faculty.ucr.edu/~hanneman/nettext/>.
- HARDIN G. (1968) - *The tragedy of the commons*. Science, 162 (3859), 1243-1248.
- HARMELIN-VIVIEN M. & HARMELIN J.-G. (1975) - *Présentation d'une méthode d'évaluation in situ de la faune ichthyologique*. Rapport technique, Parc National Port-Cros, 52 pp.
- HARMELIN-VIVIEN M., HARMELIN J., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABE G., BLANC F., CHEVALIER R. & DUCLERC J. (1985) - *Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons méthodes et problèmes*. Revue d'écologie, 185 (4), 467-541.
- HAYEK M., SALGUES M., HABOUZIT F., BAYLE S., SOUCHE J.-C., DE WEERDT K. & PIOCH S. (2020) - *In vitro and in situ tests to evaluate the bacterial colonization of cementitious materials in the marine environment*. Cement and Concrete Composites, 113, 103748.
- HENNACHE C. (2021) - *RÉCIF 17 : Suivi estival sur les récifs*. RÉCIF 17. Blog, consulté le 10 décembre 2021 [en ligne] sur <http://recif17.blogspot.com/2021/07/suivi-estival-sur-les-recifs.html>.
- HENRIQUEZ M. (2005) - *Artificial surf reefs*. Master degree report, Delft University of Technology, 64 pp.
- HERAVI A., COFFEY V. & TRIGUNARSYAH B. (2015) - *Evaluating the level of stakeholder involvement during the project planning processes of building projects*. International Journal of Project Management, 33 (5), 985-997.
- HERMOSILLO-NÚÑEZ B.B., ORTIZ M., RODRÍGUEZ-ZARAGOZA F.A. & CUPUL-MAGAÑA A.L. (2018) - *Trophic network properties of coral ecosystems in three marine protected areas along the Mexican Pacific Coast: Assessment of systemic structure and health*. Ecological Complexity, 36, 73-85.

- HERR D. & GALLAND G.R. (2009) - *The ocean and climate change : Tools and guidelines for action*. IUCN, Gland, Switzerland, 72 pp.
- HEYMANS J.J., COLL M., LINK J.S., MACKINSON S., STEENBEEK J., WALTERS C. & CHRISTENSEN V. (2016) - *Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management*. Ecological Modelling, 331, 173-184.
- HEYRAUD V. (2007) - *Les acteurs des récifs artificiels en Languedoc-Roussillon, proposition d'une structuration dans une perspective de gestion intégrée des zones côtières*. Master, Université Montpellier, 153 pp.
- HUNT B.P. & HOSIE G.W. (2005) - *Zonal structure of zooplankton communities in the Southern Ocean South of Australia: results from a 2150 km continuous plankton recorder transect*. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 52 (7), 1241-1271.
- HYLKEMA A., DEBROT A.O., OSINGA R., BRON P.S., HEESINK D.B., IZIOKA A.K., REID C.B., RIPPEN J.C., TREIBITZ T. & YUVAL M. (2020) - *Fish assemblages of three common artificial reef designs during early colonization*. Ecological Engineering, 157, 105994.
- ICES (2000) - *Report of the working group on seabird ecology*. Technical report, ICES, Germany, 75 pp.
- INO T. (1974) - *Historical review of artificial reef activities in Japan*. College Station, Texas, 21-23.
- INSEE (2020) - *Tableaux de l'économie française*. Statistiques, consulté le 3 novembre 2021 [en ligne] sur <https://www.insee.fr/fr/statistiques/>.
- INSEE (2021) - *Perspectives d'évolution de la population des départements littoraux*. L'environnement en France : Rapport sur l'état de l'environnement, consulté le 2 novembre 2021 [en ligne] sur <https://ree.developpement-durable.gouv.fr/>.
- IRIGOIEN X., FERNANDES J.A., GROSJEAN P., DENIS K., ALBAINA A. & SANTOS M. (2009) - *Spring zooplankton distribution in the Bay of Biscay from 1998 to 2006 in relation with anchovy recruitment*. Journal of Plankton Research, 31 (1), 1-17.
- JACOB C. (2017) - *Approche géographique de la compensation écologique en milieu marin : analyse de l'émergence d'un système de gouvernance environnementale*. Thèse de doctorat, Université Paul Valéry - Montpellier III, 240 pp.

- JENSEN A., COLLINS K. & SMITH P. (2000) - *The Poole Bay artificial reef project*. In: Artificial Reefs in European Seas. Springer, 263-287 pp.
- KAUFMANN J.-C. (2011) - *L'entretien compréhensif*. Armand Colin, 128 pp.
- KELLER K., STEFFE A.S., LOWRY M.B., MURPHY J.J., SMITH J.A. & SUTHERS I.M. (2017) - *Estimating the recreational harvest of fish from a nearshore designed artificial reef using a pragmatic approach*. Fisheries Research, 187, 158-167.
- KIRKBRIDE-SMITH A.E. (2014) - *The economic, social and conservation benefits of recreation-orientated artificial reefs*. Thèse de doctorat, University of Hull, 330 pp.
- KLAUDATOS D., ANASTASOPOULOU A., PAPACONSTANTINO C. & CONIDES A. (2012) - *The Greek experience of artificial reef construction and management*. Journal of Environmental Protection and Ecology, 13 (3 A), 1647-1655.
- KLOK C., HILLE RIS LAMBERS R., DE VRIES P., TAMIS J.E. & WIJSMAN J.W.M. (2009) - *Model instruments for marine biodiversity policy : A quick scan*. Technical report, 74 pp.
- KLUGER L., KOCHALSKI S., MÜLLER M., GORRIS P. & ROMAGNONI G. (2015) - *Towards an holistic analysis of social–ecological systems (SES) in the marine realm*. Conference Book YouMares, 6, 16-18.
- KOECK B., PASTOR J., LARENIE L., ASTRUCH P., SARAGONI G., JARRAYA M. & LENFANT P. (2011) - *Evaluation of impact of artificial reefs on artisanal fisheries: need for complementary approaches*. Brazilian Journal of Oceanography, 59, 1-11.
- KRAUFVELIN P. (2010) - *Biomass, diversity and production of rocky shore macroalgae at two nutrient enrichment and wave action levels*. Marine Biology, 157, 29-47.
- LA VILLARMOIS O. DE (2001) - *Le concept de performance et sa mesure : un état de l'art*. France, S.I., 24 pp.
- LABORDE A. (2010) - *Suivi scientifique des récifs artificiels Capbreton Soustons/Vieux-Boucau Messanges/Azur/Moliets 2010*. Rapport technique, ALR, 63 pp.
- LABROSSE P., KULBICKI M. & FERRARIS J. (2001) - *Comptage visuel de poissons en plongée : conditions d'utilisation et de mise en œuvre*. 62 pp.

Bibliographie

- LACROIX D., CHARBONNEL E., DAO J., VERON G., LAGARDERE J., MELLON C., COVES D. & BUESTEL D. (2002) - *Les récifs artificiels. Aménagement du littoral marin et repeuplement*. D. Lacroix, Ifremer, 148 pp.
- LACROIX D., MORA O., MENTHIERE N. DE & BETHINGER A. (2021) - *La montée du niveau de la mer d'ici 2100 : Scénarios et conséquences*. Quae, 128 pp.
- LAGESSE C., BONNIN P., BORDIN P. & DOUADY S. (2016) - *Méthodologie de modélisation et de caractérisation des réseaux spatiaux. Application au réseau viaire de Paris*. Flux (3), 33-49.
- LAMPERT L. (2001) - *Dynamique saisonnière et variabilité pigmentaire des populations phytoplanctoniques dans l'Atlantique Nord (Golfe de Gascogne)*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 352 pp.
- LARAN S., PETTEX E., AUTHIER M., BLANCK A., DAVID L., DORÉMUS G., FALCHETTO H., MONESTIEZ P., VAN CANNEYT O. & RIDOUX V. (2017) - *Seasonal distribution and abundance of cetaceans within French waters-Part I: The North-Western Mediterranean, including the Pelagos sanctuary*. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 141, 20-30.
- LASSALLE G., LOBRY J., LE LOC'H F., BUSTAMANTE P., CERTAIN G., DELMAS D., DUPUY C., HILY C., LABRY C. & LE PAPE O. (2011) - *Lower trophic levels and detrital biomass control the Bay of Biscay continental shelf food web: implications for ecosystem management*. Progress in Oceanography, 91 (4), 561-575.
- LATHAM L.G. (2006) - *Network flow analysis algorithms*. Ecological Modelling, 192 (3-4), 586-600.
- LATOUR B. (1987) - *Science in action: How to follow scientists and engineers through society*. Harvard university press, 288 pp.
- LATOUR B. (1999) - *On Recalling Ant*. The Sociological Review, 47 (1_suppl), 15-25. doi: 10.1111/j.1467-954X.1999.tb03480.x
- LATUNE J., LEVREL H. & FRASCARIA-LACOSTE N. (2019) - *Où en est la France en matière de compensation écologique ?*. Cybergeo: European Journal of Geography (918). doi: 10.4000/cybergeo.33228

- LAW J. (1992) - *Notes on the theory of the actor-network: Ordering, strategy, and heterogeneity*. *Systems practice*, 5 (4), 379-393.
- LAZEGA E. (2014) - *Réseaux sociaux et structures relationnelles*. Presses Universitaires de France, Paris cedex 14, 126 pp.
- LE DIREACH L., ASTRUCH P., BONHOMME P. & ROUANET E. (2014) - *Opération récifs Prado : Suivi scientifique, biologique et technique dans la zone d'immersion (suivi obligatoire)*. Rapport technique, GIS Posidonie, 59 pp.
- LE LOC'H F. (2004) - *Structure, fonctionnement, évolution des communautés benthiques des fonds meubles exploités du plateau continental Nord Gascogne*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 326 pp.
- LE ROY D., GIRALDO C., COPPIN F. & TRAVERS-TROLET M. (1988) - *CGFS : Channel Ground Fish Survey*. Rapport technique, Ifremer.
- LEBLOND E., DAURES F., LEONARDI S., DEMANECHÉ S., MERRIEN C., BERTHOU P., ROSTIAUX E., MACHER C., LESPAGNOL P., LE GRAND C. & BLOND S.L. (2014) - *Synthèse des flottilles de pêche 2012. Flotte de Mer du Nord - Manche - Atlantique*. Rapport technique, Ifremer, 299 pp.
- LEE M.O., OTAKE S. & KIM J.K. (2018) - *Transition of artificial reefs (ARs) research and its prospects*. *Ocean & Coastal Management*, 154, 55-65.
- LELEU K., ALBAN F., PELLETIER D., CHARBONNEL E., LETOURNEUR Y. & BOUDOURESQUE C.F. (2012) - *Fishers' perceptions as indicators of the performance of Marine Protected Areas (MPAs)*. *Marine Policy*, 36 (2), 414-422.
- LELEU K. (2012) - *Suivi et évaluation de la pêche professionnelle au sein d'une Aire Marine Protégée : protocoles d'enquêtes et indicateurs de pression et d'impact. Application au Parc Marin de la Côte Bleue*. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille, 298 pp.
- LESLIE H.M., BASURTO X., NENADOVIC M., SIEVANEN L., CAVANAUGH K.C., COTA-NIETO J.J., ERISMAN B.E., FINKBEINER E., HINOJOSA-ARANGO G., MORENO-BAEZ M., NAGAVARAPU S., REDDY S.M.W., SANCHEZ-RODRIGUEZ A., SIEGEL K., ULIBARRIA-VALENZUELA J.J.,

- WEAVER A.H. & ABURTO-OROPEZA O. (2015) - *Operationalizing the social-ecological systems framework to assess sustainability*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112 (19), 5979-5984. doi: 10.1073/pnas.1414640112
- LEVREL H. (2006) - *Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ?* Thèse de doctorat, Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS), 407 pp.
- LEVREL H., FRASCARIA-LACOSTE N., HAY J., MARTIN G. & PIOCH S. (2015) - *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement - Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*. Quae, 320 pp.
- LIBRALATO S. (2013) - *System Omnivory Index*. In: Encyclopedia of Ecology (Second Edition). Fath B. (Éd.), Elsevier, Oxford, 481-486 pp. doi: 10.1016/B978-0-12-409548-9.00605-9
- LINK J.S. (2010) - *Adding rigor to ecological network models by evaluating a set of pre-balance diagnostics: a plea for PREBAL*. Ecological Modelling, 221 (12), 1580-1591.
- LOBRY J., DAVID V., PASQUAUD S., LEPAGE M., SAUTOUR B. & ROCHARD E. (2008) - *Diversity and stability of an estuarine trophic network*. Marine Ecology Progress Series, 358, 13-25.
- LOMBARD LATUNE J. (2018) - *La compensation écologique : du principe de non perte nette de biodiversité à son opérationnalisation - analyse de l'action collective*. Thèse de doctorat, Université Paris-Saclay (ComUE), 257 pp.
- LOPEZ DE OLIVEIRA M. (2016) - *The role of artificial reefs to promote biodiversity and sustainability of the ecotourism in Cape Verde: ecological, biological and management aspects*. Thèse de doctorat, Faro University, 237 pp.
- LOPEZ-LOPEZ L., PRECIADO I., VELASCO F., OLASO I. & GUTIERREZ-ZABALA J. (2011) - *Resource partitioning amongst five coexisting species of gurnards (Scorpaeniforme: Triglidae): Role of trophic and habitat segregation*. Journal of Sea Research, 66, 58-68. doi: 10.1016/j.seares.2011.04.012
- LOTZE H.K., TITTENSOR D.P., BRYNDUM-BUCHHOLZ A., EDDY T.D., CHEUNG W.W., GALBRAITH E.D., BARANGE M., BARRIER N., BIANCHI D. & BLANCHARD J.L. (2019) - *Global*

- ensemble projections reveal trophic amplification of ocean biomass declines with climate change*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 116 (26), 12907-12912.
- MAAR M., BOLDING K., PETERSEN J.K., HANSEN J.L. & TIMMERMANN K. (2009) - *Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark*. Journal of Sea Research, 62 (2-3), 159-174.
- MACKINSON S. & DASKALOV G. (2007) - *An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation*. Cefas Science Series Technical Report, 142, 196 pp.
- MACREADIE P.I., JARVIS J., TREVATHAN-TACKETT S.M. & BELLGROVE A. (2017) - *Seagrasses and macroalgae: importance, vulnerability and impacts*. Climate Change Impacts on Fisheries and Aquaculture: A Global Analysis (Wiley-Blackwell), 729-770.
- MAHE J.C. & BELLAIL R. (1997) - *EVHOE 97 campagne en mer, RV Thalassa*. Rapport technique, Ifremer.
- MAHE J.C. & BELLAIL R. (1998) - *EVHOE 98 campagne en mer, RV Thalassa*. Rapport technique, Ifremer.
- MAHE J.C. & BELLAIL R. (1999) - *EVHOE 99 campagne en mer, RV Thalassa*. Rapport technique, Ifremer.
- MAHE J.C. & POULARD J.C. (2005) - *Manuel des protocoles de campagne halieutique, Campagnes EVHOE (Evaluation des ressources Halieutiques de l'Ouest Europe)*. Rapport technique, Ifremer, 22 pp.
- MAHON R., MCCONNEY P. & ROY R.N. (2008) - *Governing fisheries as complex adaptive systems*. Marine Policy, 32 (1), 104-112.
- MAISONNASSE J. (2016) - *La dimension collective des dispositifs de gestion : Le cas de deux réseaux territoriaux dans les secteurs du tourisme social et des services à la personne*. In: Formes et fondements de la créativité dans l'Économie Sociale et Solidaire. Editions et presse universitaire de Reims, 14 pp.
- MALLET C. (2009) - *Entre traduction et négociation : comment se construit le sens des groupwares en contexte organisationnel ?* Thèse de doctorat, Université Paul Verlaine - Metz, 296 pp.

Bibliographie

- MARANDA E. (2017) - *Applying Ostrom SES framework to inhabited forest of Forêt de l'Aigle*. Master degree report, Université du Québec, Québec, 79 pp. doi: 10.13140/RG.2.2.24856.39685
- MAVRAKI N., DEGRAER S. & VANAUVERBEKE J. (2021) - *Offshore wind farms and the attraction–production hypothesis: insights from a combination of stomach content and stable isotope analyses*. *Hydrobiologia*, 848 (7), 1639-1657.
- MAZIÈRES A., GILLET H., IDIER D., MULDER T., GARLAN T., MALLET C., MARIEU V. & HANQUIEZ V. (2015) - *Dynamics of inner-shelf, multi-scale bedforms off the south Aquitaine coast over three decades (Southeast Bay of Biscay, France)*. *Continental Shelf Research*, 92, 23-36.
- MAZZILLI I. & PICHAULT F. (2015) - *La construction des dispositifs de GRH territoriale : Grille d'analyse et modalités du processus de traduction*. *Management international/International Management/Gestión Internacional*, 19 (3), 31-46.
- MCAFEE D., REINHOLD S.-L., ALLEWAY H.K. & CONNELL S.D. (2021) - *Environmental solutions fast-tracked: Reversing public scepticism to public engagement*. *Biological Conservation*, 253, 108899.
- MCGINNIS M. (2011) - *An introduction to LAD and the language of the Ostrom workshop: A simple guide to a complex framework*. *Policy Studies Journal*, 39, 169-183. doi: 10.1111/j.1541-0072.2010.00401.x
- MCGINNIS M. & OSTROM E. (2014) - *Social-ecological system framework: Initial changes and continuing challenges*. *Ecology and Society*, 19 (2), 30. doi: 10.5751/ES-06387-190230
- MCGURRIN J.M., STONE R.B. & SOUSA R.J. (1989) - *Profiling United States artificial reef development*. *Bulletin of Marine Science*, 44 (2), 1004-1013.
- MEA (2005) - *Ecosystems and Human Well-Being: wetlands and water synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute, 80 pp.
- MECHIN A. & PIOCH S. (2016) - *Une méthode expérimentale pour évaluer rapidement la compensation en zone humide, la méthode MERCIe : Principes et applications*. Rapport technique, ONEMA, 86 pp.

Bibliographie

- MEDAM (2021) - *Histogrammes du taux d'artificialisation du trait de côte en France*. consulté le 3 novembre 2021 [en ligne] sur <http://www.medam.org/index.php/fr/medam-module-evolution>.
- MEDIONI M.-A. (1999) - *De l'absolue nécessité de l'évaluation*. Dialogue, 92, 4-6.
- MEEDDAT M. (2008) - *Cahiers d'habitats Oiseaux*. consulté le 3 juin 2019 [en ligne] sur <https://inpn.mnhn.fr/actualites/lire/606/mise-en-ligne-des-cahiers-d-habitats-oiseaux>.
- MEUR-FEREC C. (2006) - *De la dynamique naturelle à la gestion intégrée de l'espace littoral : Un itinéraire de géographe*. HDR, Université de Nantes, 248 pp.
- MEURIOT E. & DREMIERE P.-Y. (1986) - *Les systèmes de licences de pêche : Le cas de la Méditerranée Française*. Rapports économiques et juridiques de l'Ifremer (2), 1-102.
- MICHAUX V. (2011) - *Determining key factors for performance in local territorial governance. Case of concerted territorial sustainable development strategies*. Revue française de gestion, 217 (8), 35-60.
- MILON J., WHITMARSH D. & HOLLAND S. (2000) - *Social and economic evaluation methods*. In: Artificial Reef Evaluation., 166-190 pp.
- MINISTERE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE (2019) - *Les méthodes d'évaluation des dommages écologiques et de leur réparation*. Ministère de la Transition écologique, consulté le 2 septembre 2021 [en ligne] sur <https://www.ecologie.gouv.fr/methodes-devaluation-des-dommages-ecologiques-et-leur-reparation>.
- MIOSSEC A. (1987) - *Les conséquences de la pression touristique sur l'espace physique littoral*. Norois, 133 (1), 153-163.
- MONBET Y. (1972) - *Etude bionomique du plateau continental au large d'Arcachon : Application de l'analyse factorielle*. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille, 91 pp.
- MONTEIRO C.C. & SANTOS M.N. (2000) - *Portuguese artificial reefs*. In: Artificial Reefs in European Seas. Springer, 249-261 pp.
- MORANGE M. & SCHMOLL C. (2016) - *Les outils qualitatifs en géographie : Méthodes et applications*. Armand Colin, 224 pp.

Bibliographie

- MORENO J. (1934) - *Who shall survive? A new approach to the problem of human interrelations*. Forgotten Books, 460 pp.
- MOSCHELLA P., ABBIATI M., ÅBERG P., AIROLDI L., ANDERSON J., BACCHIOCCHI F., BULLERI F., DINESEN G.E., FROST M. & GACIA E. (2005) - *Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: Using ecological criteria in design*. Coastal Engineering, 52 (10-11), 1053-1071.
- MOUCHEL (2015) - *Fabrication des récifs artificiels*. Rapport technique, TPC, 39 pp.
- MOULLEC F. (2015) - *La modélisation trophique au service de la gestion écosystémique des pêches : Le cas du golfe de Gascogne et de la mer Celtique*. Rapport de stage, 81 pp.
- MOULLEC F., GASCUEL D., BENTORCHA K., GUÉNETTE S. & ROBERT M. (2017) - *Trophic models: what do we learn about Celtic Sea and Bay of Biscay ecosystems?*. Journal of Marine Systems, 172, 104-117.
- MÜLLER D. (2012) - *Introduction à la théorie des graphes*. CAHIERS DE LA CRM, 52 pp.
- MVIE A., BARIOL B., GALL F. & PRAX R. (2016) - *Les bonnes questions pour une évaluation qualitative des SCoT*. Rapport technique, FNAU et Fédération des Scot, 20 pp.
- NAKAMURA M. (1985) - *Evolution of artificial fishing reef concepts in Japan*. Bulletin of Marine Science, 37 (1), 271-278.
- N'DA K. (1992) - *Régime alimentaire du rouget de roche Mullus surmuletus (Mullidae) dans le nord du golfe de Gascogne*. Cybium (Paris), 16 (2), 159-167.
- NELSON J. (1979) - *Seabirds: Their biology and ecology*. A& W Publishers Inc, 224 pp.
- NEWMAN M.E. (2003) - *The structure and function of complex networks*. SIAM review, 45 (2), 167-256.
- NILSSON S.G. & NILSSON I.N. (1976) - *Numbers, food consumption, and fish predation by birds in Lake Möckeln, southern Sweden*. Ornis Scandinavica, 61-70.
- NIQUIL N., CHAUMILLON E., JOHNSON G.A., BERTIN X., GRAMI B., DAVID V., BACHER C., ASMUS H., BAIRD D. & ASMUS R. (2012) - *The effect of physical drivers on ecosystem indices derived from ecological network analysis: Comparison across estuarine ecosystems*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 108, 132-143.

- NIQUIL N., LE LOC'H F., TECCHIO S., CHAALALI A., VOURIOT P., MIALET B., FIZZALA X., FÉRAL J., LAMARE S. & DAUVIN J. (2014) - *Ongoing research on ecosystem health indicators for food webs in the MSFD context*. Trans-Channel forum proceedings “Science and Governance of the Channel Marine Ecosystem”, Caen, France, 14-15.
- NOGUES Q., RAOUX A., ARAIGNOUS E., CHAALALI A., HATTAB T., LEROY B., LASRAM F.B.R., DAVID V., LE LOC'H F. & DAUVIN J.-C. (2021) - *Cumulative effects of marine renewable energy and climate change on ecosystem properties: Sensitivity of ecological network analysis*. *Ecological Indicators*, 121, 107128.
- OBIN O. (2013) - *Territoires en construction : De la géographie sociale à l'acteur-réseau : Une lecture des dynamiques sportives de nature dans les Grands Causses*. Thèse de doctorat, Université de Grenoble, 427 pp.
- OCDE (2019) - *Perspectives économiques de l'OCDE 2019*. consulté le 3 novembre 2021 [en ligne] sur <https://oecd.org/perspectives-economiques/mai-2019/>.
- ODUM E.P. (1969) - *The Strategy of Ecosystem Development: An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature*. *science*, 164 (3877), 262-270.
- ODY D. (1987) - *Les peuplements ichtyologiques des récifs artificiels de Provence (France, Méditerranée nord-occidentale)*. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille, 187 pp.
- OFB (2019) - *Consultation des documents du Cycle 1*. DCSMM, consulté le 2 juin 2020 [en ligne] sur <https://dcsmm.milieufrance.fr/Le-Plan-d-Action-pour-le-Milieu-Marin/Cycle-1-2012-2018/Consultation-des-documents-du-Cycle-1>.
- OFB (2022) - *Gérer et restaurer les espaces protégés*. Office et ses missions, consulté le 05/01/2022 [en ligne] sur <https://www.ofb.gouv.fr/gerer-et-restaurer-les-espaces-proteges>.
- OSTROM E. (1990) - *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press, Cambridge, 295 pp. doi: 10.1017/CBO9780511807763

- OSTROM E. & OSTROM V. (1999) - *Public Goods and Public Choices*. In: Polycentricity and local public economies: Readings from the workshop in political theory and policy analysis. McGinnis M. (Éd.), University of Michigan Press, Michigan, 75-106 pp.
- OSTROM E. (2005) - *Understanding institutional diversity*. United Kingdom, 351 pp.
- OSTROM E., JANSSEN M.A. & ANDERIES J.M. (2007) - *Going beyond panaceas*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 104 (39), 15176-15178.
- OSTROM E. (2009) - *A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems*. Science, 325 (5939), 419-422.
- LOUDON B., BELAÏDI C., PROSPERI A., SALAÜN J. & COUTU A. (accepté) - *Xflow modeling for investigation of fluid structure interaction of artificial reef: application to burial effect*. Proceeding of the 32nd European Symposium on Computer Aided Process Engineering -ESCAPE32, JUNE 12-15, 2022, 2.
- PALLADINO N. (2020) - *Gestion communautaire des ressources maritimes aux Comores: Une analyse comparative*. Rapport de master, Unil, 131 pp.
- PALOMO L.E. & HERNÁNDEZ-FLORES A. (2019) - *Application of the Ostrom framework in the analysis of a social-ecological system with multiple resources in a marine protected area*. PeerJ, 7, e7374. doi: 10.7717/peerj.7374
- PANNIER E. (2008) - *L'analyse des réseaux sociaux: Théories, concepts et méthodologies*. Sociological Review of Vietnam, 4 (104), 100-114.
- PAPAPANAGIOTOU G., TSAGARAKIS K., KOUTSIDI M. & TZANATOS E. (2020) - *Using traits to build and explain an ecosystem model: Ecopath with Ecosim modelling of the North Aegean Sea (Eastern Mediterranean)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 236, 106614.
- PARTELOW S. (2018) - *A review of the social-ecological systems framework: applications, methods, modifications, and challenges*. Ecology and Society, 23 (4). doi: 10.5751/ES-10594-230436

- PASTOR J. (2008) - *Rôle des enrochements côtiers artificiels dans la connectivité des populations, cas du sar commun (*Diplodus sargus*, Linné, 1758) en Méditerranée nord-occidentale*. Thèse de doctorat, Université de Perpignan, 179 pp.
- PEREIRA P.H.C., SANTOS M.V.B. DOS, LIPPI D.L., SILVA P.H. DE P. & BARROS B. (2016) - *Difference in the trophic structure of fish communities between artificial and natural habitats in a tropical estuary*. Marine and Freshwater Research, 68 (3), 473-483. doi: 10.1071/MF15326
- PESQUEUX Y. (2004) - *La notion de performance globale*. La notion de performance globale, 14 pp.
- PESARRODONA A., FILBEE-DEXTER K., KRUMHANSL K.A., MOORE P.J. & WERNBERG T. (2021) - *A global dataset of seaweed net primary productivity*. BioRxiv, 17 pp.
- PETTEX E., LAMBERT C., LARAN S., RICART A., VIRGILI A., FALCHETTO H., AUTHIER M., MONESTIEZ P., VAN CANNEYT O. & DOREMUS G. (2014) - *Suivi aérien de la mégafaune marine en France métropolitaine*. Rapport final, SAMM, 72 pp.
- PEZY J.-P. (2017) - *Approche écosystémique d'un futur parc éolien en Manche orientale : Exemple du site de Dieppe-Le Tréport*. Thèse de doctorat, Université Caen Normandie, 379 pp.
- PEZY J.-P., RAOUX A., MARMIN S., BALAY P., NIQUIL N. & DAUVIN J.-C. (2017) - *Before-After analysis of the trophic network of an experimental dumping site in the eastern part of the Bay of Seine (English Channel)*. Marine Pollution Bulletin, 118 (1-2), 101-111.
- PEZY J.-P., RAOUX A. & DAUVIN J.-C. (2020) - *The environmental impact from an offshore windfarm: Challenge and evaluation methodology based on an ecosystem approach*. Ecological Indicators, 114, 106302.
- PICKERING H. & WHITMARSH D. (1997) - *Artificial reefs and fisheries exploitation: A review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy*. Fisheries Research, 31 (1-2), 39-59.
- PIERMONT L., THIEVENT P., ROUVIERE L., GUINGAND A. & PASCAL N. (2016) - *Biodiversité marine : Usages et dépendances*. Rapport technique, Biodiv'2050, 28 pp.

Bibliographie

- PIERREPONT J.-F., DUBOIS B., DESORMONTS S., SANTOS M.B. & ROBIN J.P. (2003) - *Diet of English Channel cetaceans stranded on the coast of Normandy*. Report session on Size-Dependency in Marine and freshwater Ecosystems, ICES, 13 pp.
- PINAULT M., PIOCH S. & NICOLAS P. (2017a) - *Guide pour la mise en oeuvre des mesures compensatoires et la méthode de dimensionnement MERCI-COR*. Guide IFRECOR, 50 pp.
- PINAULT M., PIOCH S. & NICOLAS P. (2017b) - *Guide pour les études d'impact environnemental en milieux coralliens de France d'outre-mer*. Guide IFRECOR, 83 pp.
- PIOCH S. (2007) - *Les Récifs Artificiels et le Repeuplement au Japon*. Rapport technique, Ifremer, 67 pp.
- PIOCH S. (2008) - *Les «habitats artificiels»: élément de stratégie pour une gestion intégrée des zones côtières? Essai de méthodologie d'aménagement en récifs artificiels adaptés à la pêche artisanale côtière*. Université Paul Valéry - Montpellier III, 280 pp.
- PIOCH S. & LÉOCADIE A. (2017) - *Overview on Eco-moorings facilities: Commented bibliography*. Technical report, International Coral Reef Initiative (ICRI), 19 pp.
- PIOCH S., RELINI G., SOUCHE J.C., STIVE M., DE MONBRISON D., NASSIF S., SIMARD F., ALLEMAND D., SAUSSOL P. & SPIELER R. (2018) - *Enhancing eco-engineering of coastal infrastructure with eco-design: Moving from mitigation to integration*. *Ecological Engineering*, 120, 574-584.
- PIOCH S. & SOUCHE J.-C. (2021) - *L'écoconception des infrastructures maritimes: Vers un aménagement intégré à l'environnement*. ISTE Group, 286 pp.
- PIOCH S., GARIDOU E. & CARLIER A. (en révision) - *Ingénierie écologique et restauration des milieux marins : Etats des lieux dans les AMP et bilan critique*. In : *Maintien des fonctions essentielles des océans pour le devenir de l'humanité*. Springer Science, 25 pp.
- PITCHER T.J., BUCHARY E.A. & HUTTON T. (2002) - FORECASTING THE BENEFITS OF NO-TAKE HUMAN-MADE REEFS *using spatial ecosystem simulation*. *ICES Journal of Marine Science*, 59 (suppl), S17-S26.
- PLAGÁNYI É.E., PUNT A.E., HILLARY R., MORELLO E.B., THÉBAUD O., HUTTON T., PILLANS R.D., THORSON J.T., FULTON E.A. & SMITH A.D. (2014) - *Multispecies fisheries management and*

- conservation: Tactical applications using models of intermediate complexity*. Fish and Fisheries, 15 (1), 1-22.
- PLAN BLEU (2016) - *Tourism and sustainability in the Mediterranean: key facts and trends*. Les notes du Plan Bleu, 8 pp.
- PLANQUE B., LAZURE P. & JÉGOU A.-M. (2004) - *Detecting hydrological landscapes over the Bay of Biscay continental shelf in spring*. Climate Research, 28 (1), 41-52.
- PMCB (2013) - *Dossier de présentation et demande de renouvellement*. Rapport technique, 81 pp.
- POLOVINA J.J. (1984) - *Model of a coral reef ecosystem*. Coral Reefs, 3 (1), 1-11.
- PONTE D.D.S., BARCELOS L.M.D., SANTOS C.S., MEDEIROS J. & BARREIROS J.P. (2016) - *Diet of *Dasyatis pastinaca* and *Myliobatis aquila* (Myliobatiformes) from the Azores, NE Atlantic*. Cybium, 40 (3), 209-214.
- PRATO G., GASCUEL D., VALLS A. & FRANCOUR P. (2014) - *Balancing complexity and feasibility in Mediterranean coastal food-web models: Uncertainty and constraints*. Marine Ecology Progress Series, 512, 71-88.
- PRATO G. (2016) - *Field monitoring and trophic modelling as management tools to assess ecosystem functioning and the status of high trophic level predators in Mediterranean marine protected areas*. Thèse de doctorat, Université Nice Sophia Antipolis, 256 pp.
- PREAULT C., LESUR A., LEQUEUX V., LEDROIT V., TOBELEM B. & OLIVIER A. (2007) - *La Commission adopte les modalités d'application du Fonds européen pour la pêche*. Toutedurope.eu, consulté le 07/2021 [en ligne] sur <https://www.toutedurope.eu/agriculture-et-peche/la-commission-adopte-les-modalites-d-application-du-fonds-europeen-pour-la-peche/>.
- PROSPERI A. (2020) - *Study of the artificial reefs' burial along the Landes coast, via 3D modeling and numerical simulation*. Rapport de stage, Unilasalle, Beauvais, 70 pp.
- RAMOS J. (2007) - *Socio-economic implications of artificial reef deployment: a Portuguese case study*. Thèse de doctorat, University of Portsmouth, 396 pp.

- RAMOS J., SANTOS M.N., WHITMARSH D. & MONTEIRO C.C. (2007) - *Stakeholder perceptions regarding the environmental and socio-economic impacts of the Algarve artificial reefs*. Hydrobiologia, 580, 181-191.
- RAMOS J., SANTOS M.N., WHITMARSH D. & MONTEIRO C.C. (2008) - *A socio-economic toolbox of artificial reef projects*. Vietnam, 12 pp.
- RAMOS J., OLIVEIRA M.T. & SANTOS M.N. (2011) - *Stakeholder perceptions of decision-making process on marine biodiversity conservation on Sal island (Cape Verde)*. Brazilian Journal of Oceanography, 59, 95-105.
- RAMOS J., LINO P.G., HIMES-CORNELL A. & SANTOS M.N. (2019) - *Local fishermen's perceptions of the usefulness of artificial reef ecosystem services in Portugal*. PeerJ, 6, e6206. doi: 10.7717/peerj.6206
- RAOUX A. (2017) - *Approche écosystémique des Energies Marines Renouvelables*. Thèse de doctorat, Université Caen Normandie, 292 pp.
- RAOUX A., TECCHIO S., PEZY J.-P., LASSALLE G., DEGRAER S., WILHELMSSON D., CACHERA M., ERNANDE B., LE GUEN C., HARALDSSON M., GRANGERÉ K., LE LOC'H F., DAUVIN J.-C. & NIQUIL N. (2017) - *Benthic and fish aggregation inside an offshore wind farm: Which effects on the trophic web functioning?*. Ecological Indicators, 72, 33-46. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.07.037
- RAYMOND R. (2009) - *The civil society, this new actor of spatial planning*. L'Information Géographique, 73 (2), 10-28.
- REVERDY T. (2013) - *Sociologie des organisations*. Rapport de master, Grenoble-INP, France, 160 pp.
- REVERET J.-P. & DANCETTE R. (2010) - *Biodiversité marine et accès aux ressources : Pêche et autres biens et services écologiques sous pression extrême*. Revue Tiers Monde, 202 (2), 75. doi: 10.3917/rtm.202.0075
- RICART A., PETTEX E., LAMBERT C., FALCHETTO H., LARAN S., DOREMUS G., BLANCK A. & RIDOUX V. (2014) - *Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en Manche Est (SAMM-ME, Hiver 2014)*. Rapport final, SAMM, 87 pp.
- RICKER W.E. (1975) - *Computation and interpretation of biological statistics of fish populations*. Bulletin Fisheries Research Board of Canada, 191, 1-382.

- RIERA E., LAMY D., GOULARD C., FRANCOUR P. & HUBAS C. (2018) - *Biofilm monitoring as a tool to assess the efficiency of artificial reefs as substrates: Toward 3D printed reefs*. Ecological Engineering, 120, 230-237.
- RIERA E. (2020) - *Vers une construction raisonnée d'une nouvelle génération de récifs artificiels : Analyses comparatives des facteurs intrinsèques favorisant leur colonisation de la micro à la macro-échelle*. Thèse de doctorat, Université Côte d'Azur, 193 pp.
- RIGGIO S., BADALAMENTI F. & D'ANNA G. (2000) - *Artificial reefs in Sicily: An overview*. In: Artificial reefs in European seas. Klumer Academic Publishers, 65-73 pp.
- ROA-URETA R.H., SANTOS M.N. & LEITÃO F. (2019) - *Modelling long-term fisheries data to resolve the attraction versus production dilemma of artificial reefs*. Ecological Modelling, 407 (C), 1-1.
- RUITTON S. (1999) - *Les communautés benthiques et nectobenthiques associées aux aménagements littoraux en Méditerranée nord-occidentale : structure et fonctionnement*. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille 2, 231 pp.
- SAFI G., GIEBELS D., ARROYO N.L., HEYMANS J.J., PRECIADO I., RAOUX A., SCHÜCKEL U., TECCHIO S., DE JONGE V.N. & NIQUIL N. (2019) - *Vitamine ENA: A framework for the development of ecosystem-based indicators for decision makers*. Ocean & Coastal Management, 174, 116-130.
- SALA E. & BALLESTEROS E. (1997) - *Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem*. Marine Ecology Progress Series, 152, 273-283. doi: 10.3354/meps152273
- SALGADO M. (2013) - *La performance : Une dimension fondamentale pour l'évaluation des entreprises et des organisations*. Etat de l'art, 11 pp.
- SANTIC M., PALLAORO A., RAĐA B. & JARDAS I. (2016) - *Diet composition of greater weever, *Trachinus draco* (Linnaeus, 1758) captured in the eastern-central Adriatic Sea in relation to fish size, season and sampling area*. Journal of Applied Ichthyology, 32 (4), 675-681.

- SANTOS I.R., BURDIGE D.J., JENNERJAHN T.C., BOUILLON S., CABRAL A., SERRANO O., WERNBERG T., FILBEE-DEXTER K., GUIMOND J.A. & TAMBORSKI J.J. (2021) - *The renaissance of Odum's outwelling hypothesis in « Blue Carbon » science*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 255, 107361. doi: 10.1016/j.ecss.2021.107361
- SAYGU I., HEYMANS J.J., FOX C.J., ÖZBILGIN H., ERYAŞAR A.R. & GÖKÇE G. (2020) - *The importance of alien species to the food web and bottom trawl fisheries of the Northeastern Mediterranean, a modelling approach*. Journal of Marine Systems, 202, 103253.
- SCHAFFER V. & LAWLEY M. (2012) - *An analysis of the networks evolving from an artificial reef development*. Current Issues in Tourism, 15 (5), 497-503.
- SCHLÜTER A., PARTELOW S., TORRES-GUEVARA L. & JENNERJAHN T. (2019) - *Coastal Commons as Social-Ecological Systems*. doi: 10.4324/9781315162782-14
- SEAMAN W. & JENSEN A. (2000) - *Purposes and practices of artificial reef evaluation*. In: Artificial reef evaluation: With application to natural marine habitats. CRC Press, 1-19 pp. doi: 10.1201/9781420036633.ch1
- SEAMAN W. (2019) - *Artificial Reefs*. In: Encyclopedia of Ocean Sciences (Third Edition). Cochran J.K., Bokuniewicz H.J. & Yager P.L. (Éd.), Academic Press, Oxford, 662-670 pp. doi: 10.1016/B978-0-12-409548-9.11617-3
- SEBASTIEN L. (2006) - *Humains et non-humains en pourparlers : l'acteur en 4 dimensions : proposition théorique et méthodologique transdisciplinaire favorisant l'émancipation de nouvelles formes de gouvernances environnementales : application au domaine de l'eau sur trois territoires : la Plaine du Forez, les pentes du Kilimandjaro et les Barthes de l'Adour*. Thèse de doctorat, Université de Saint-Etienne, EMSE, 409 pp.
- SECRETARIAT GENERAL, (2019) - *Les établissements publics nationaux sous tutelle du ministère de la Transition écologique et solidaire et du ministère de la Cohésion des territoires et des Relations avec les collectivités territoriales*. Rapport technique, Ministère de la transition écologique et solidaire et Ministère de la cohésion des territoires avec les collectivités territoriales, 245 pp.

- SHAMOUN-BARANES J. & CAMPHUYSEN C. (2013) - *Population dynamics in lesser black-backed gulls in the Netherlands reveal no response to North Sea regime shift: Comment on Luczak et al. 2012*. *Biology Letters*, 9 (3), 20121085.
- SHAW M.E. (1954) - *Group structure and the behavior of individuals in small groups*. *The Journal of Psychology: Interdisciplinary and Applied*, 38, 139-149. doi: 10.1080/00223980.1954.9712925
- SHERMAN R. & SPIELER R. (2006) - *Tires: Unstable materials for artificial reef construction*. *Marine & Environmental Sciences Faculty Proceeding*, 88, 216-223. doi: 10.2495/CENV060211
- SIMARD F. (1995) - *Réflexions sur les récifs artificiels au Japon*. *Biologia Marina Mediterranea*, 2 (11), 99-109.
- SIMON T., JOYEUX J.-C. & PINHEIRO H.T. (2013) - *Fish assemblages on shipwrecks and natural rocky reefs strongly differ in trophic structure*. *Marine Environmental Research*, 90, 55-65.
- SINAY & IVAMER (2013) - *Etude de définition et de faisabilité de mesures compensatoires à la réduction de secteurs de pêche de plaisance dans la grande rade de Cherbourg*. Rapport technique, 134 pp.
- SMALE D.A., PESSARRODONA A., KING N., BURROWS M.T., YUNNIE A., VANCE T. & MOORE P. (2020) - *Environmental factors influencing primary productivity of the forest-forming kelp *Laminaria hyperborea* in the northeast Atlantic*. *Scientific Reports*, 10 (1), 1-12.
- SMITH J.A., LOWRY M.B., CHAMPION C. & SUTHERS I.M. (2016) - *A designed artificial reef is among the most productive marine fish habitats: new metrics to address 'production versus attraction'*. *Marine Biology*, 163 (9), 1-8.
- SOUCHE J.-C., SALGUES M., WEERDT K. DE & SYLVAIN P. (2018) - *L'éco-conception maritime : Le paramètre matériaux*. In: *Interaction des ouvrages avec leur environnement. Le milieu maritime*, 171-186 pp.
- SPANIER E. (2000) - *Artificial reefs off the Mediterranean coast of Israel*. In: *Artificial Reefs in European Seas*. Jensen A.C., Collins K.J. & Lockwood A.P.M. (Éd.), Klumer Academics Publishers, 1-19 pp. doi: 10.1007/978-94-011-4215-1_1

- SPIELER R.E., GILLIAM D.S. & SHERMAN R.L. (2001) - *Artificial substrate and coral reef restoration: What do we need to know to know what we need*. Bulletin of Marine Science, 69 (2), 1013-1030.
- SPITZ J. (2010) - *Stratégies alimentaires et énergétiques de la prédation chez les mammifères marins*. Thèse de doctorat, Université de la Rochelle, 239 pp.
- SPITZ J., RIDOUX V., TRITES A., LARAN S. & AUTHIER M. (2018) - *Prey consumption by cetaceans reveals the importance of energy-rich food webs in the Bay of Biscay*. Progress in Oceanography, 166, 148-158.
- STONE R.B. (1985) - *History of artificial reef use in the United States*. Marine and Freshwater Application, 3-11.
- STREICH M.K., AJEMIAN M.J., WETZ J.J. & STUNZ G.W. (2018) - *Habitat-specific performance of vertical line gear in the western Gulf of Mexico: A comparison between artificial and natural habitats using a paired video approach*. Fisheries Research, 204, 16-25. doi: 10.1016/j.fishres.2018.01.018
- SVANE I. & PETERSEN J.K. (2001) - *On the problems of epibioses, fouling and artificial reefs, a review*. Marine Ecology, 22 (3), 169-188.
- TABOURIER L. (2010) - *Méthode de comparaison des topologies de graphes complexes: Applications aux réseaux sociaux*. Thèse de doctorat, Université Pierre Marie Curie, 174 pp.
- TAORMINA B., CLAQUIN P., VIVIER B., NAVON M., PEZY J.-P., RAOUX A. & DAUVIN J.-C. (en révision) - *A review of methods and indicators used to evaluate the ecological modifications generated by artificial structures on marine ecosystems*. Journal of Environnement Management, 33.
- TEMPESTA M. & MAR OTERO DEL M. (2016) - *Guide pour l'évaluation rapide de la gestion des AMP méditerranéennes*. Rapport technique, Medpan, 68 pp.
- TENORE K.R., CAL R.M., HANSON R.B., LÓPEZ-JAMAR E., SANTIAGO G. & TIETJEN J. (1984) - *Coastal upwelling off the Rias Bajas, Galicia, northwest Spain. II. Benthic studies*. Rapports et Procès-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Exploration de la Me, 183, 91-100.
- TESSIER A. (2013) - *Caractérisation des récifs artificiels du Golfe du Lion: De l'écologie aux usagers*. Thèse de doctorat, Université de Perpignan, 300 pp.

- TESSIER A., FRANCOUR P., CHARBONNEL E., DALIAS N., BODILIS P., SEAMAN W. & LENFANT P. (2015a) - *Assessment of French artificial reefs: Due to limitations of research, trends may be misleading*. *Hydrobiologia*, 753 (1), 1-29.
- TESSIER A., DALIAS N. & LENFANT P. (2015b) - *Expectations of professional and recreational users of artificial reefs in the Gulf of Lion, France*. *Journal of Applied Ichthyology*, 31, 60-73.
- THERVILLE C. (2013) - *Des clichés protectionnistes aux approches intégratives : L'exemple des réserves naturelles de France*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 437 pp.
- THIERRY J.-M. (1988) - *Artificial reefs in Japan : A general outline*. *Aquacultural Engineering*, 7 (5), 321-348. doi: 10.1016/0144-8609(88)90014-3
- THOMPSON D.R., LILLIENDAHL K., SOLMUNDSSON J., FURNESS R.W., WALDRON S. & PHILLIPS R.A. (1999) - *Trophic relationships among six species of Icelandic seabirds as determined through stable isotope analysis*. *The Condor*, 101 (4), 898-903.
- TRITES A.W., LIVINGSTON P.A., MACKINSON S., VASCONCELLOS M., SPRINGER A.M. & PAULY D. (1999) - *Ecosystem change and the decline of marine mammals in the Eastern Bering Sea: Testing the ecosystem shift and commercial whaling hypotheses*. *Fisheries Centre Research Reports*, 7 (1), 107.
- TROUILLET B. (2004) - *La "mer côtière" d'Iroise à Finistère. Etude géographique d'ensembles territoriaux en construction*. Thèse de doctorat, Université de Nantes, 294 pp.
- TROUILLET B. (2006) - *La mer-territoire ou la banalisation de l'espace marin (golfe de Gascogne)*. *M@ppemonde*, 84 (4), 1-17.
- ULANOWICZ R.E. (1980) - *An hypothesis on the development of natural communities*. *Journal of Theoretical Biology*, 85 (2), 223-245.
- ULANOWICZ R.E. (1986) - *Introduction*. In: *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Ulanowicz R.E. (Éd.), Springer, New York, NY, 1-8 pp. doi: 10.1007/978-1-4612-4916-0_1
- ULANOWICZ R.E. & ABARCA-ARENAS L.G. (1997) - *An informational synthesis of ecosystem structure and function*. *Ecological Modelling*, 95 (1), 1-10.

- VALLS A. (2009) - *Évaluation de l'efficacité des AMP par modélisation du fonctionnement trophique de l'écosystème: Cas du Parc national de Port-Cros, en Méditerranée*. Rapport technique, 35 pp.
- VALLS A., GASCUEL D., GUÉNETTE S. & FRANCOUR P. (2012) - *Modeling trophic interactions to assess the effects of a marine protected area: Case study in the NW Mediterranean Sea*. Marine Ecology Progress Series, 456, 201-214.
- VEGA-CENDEJAS M.E. & ARREGUÍN-SÁNCHEZ F. (2001) - *Energy fluxes in a mangrove ecosystem from a coastal lagoon in Yucatan Peninsula, Mexico*. Ecological Modelling, 137 (2), 119-133. doi: 10.1016/S0304-3800(00)00421-X
- VERON G., DENIS J., THOUARD E., THEBAUD O. & GERARD A. (2008) - *Les récifs artificiels, état des connaissances et recommandations*. Rapport scientifique, Ifremer, 25 pp.
- VILLE DE MARSEILLE (2014) - *Synthèse opération RECIFS PRADO*. 24 pp.
- VIVIER B., DAUVIN J.-C., NAVON M., RUSIG A.-M., MUSSIO I., ORVAIN F., BOUTOUIL M. & CLAQUIN P. (2021) - *Marine artificial reefs, a meta-analysis of their design, objectives and effectiveness*. Global Ecology and Conservation, 27, e01538.
- VIVIER B. (2021) - *Rôle de la colonisation d'infrastructures marines sur la production et la biodiversité des écosystèmes côtiers en Manche*. Thèse de doctorat, Université Caen Normandie, 404 pp.
- VONK J., WOLFF W. & HIDDINK J.G. (2002) - *Fish species composition, tidal migration and feeding on a tidal flat at the Banc d'Arguin, Mauritania*. Scientific report, 58 pp.
- VOSE F.E. & NELSON W.G. (1994) - *Gray triggerfish (Balistes capriscus Gmelin) feeding from artificial and natural substrate in shallow Atlantic waters of Florida*. Bulletin of Marine Science, 55 (2-3), 1316-1323.
- WALLMO K. & KOSAKA R. (2017) - *Using choice models to inform large marine protected area design*. Marine Policy, 83, 111-117.
- WANG J., ZOU X., YU W., ZHANG D. & WANG T. (2019) - *Effects of established offshore wind farms on energy flow of coastal ecosystems: A case study of the Rudong offshore wind farms in China*. Ocean & Coastal Management, 171, 111-118.

- WASSERMAN S. & FAUST K. (1994) - *Social network analysis: Methods and applications*. Cambridge University Press, 857 pp.
- WETZEL M.A., SCHOLLE J. & TESCHKE K. (2014) - *Artificial structures in sediment-dominated estuaries and their possible influences on the ecosystem*. *Marine Environmental Research*, 99, 125-135.
- WU Z., ZHANG X., LOZANO-MONTES H.M. & LONERAGAN N.R. (2016) - *Trophic flows, kelp culture and fisheries in the marine ecosystem of an artificial reef zone in the Yellow Sea*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 182, 86-97. doi: 10.1016/j.ecss.2016.08.021
- WU Z., TWEEDLEY J.R., LONERAGAN N.R. & ZHANG X. (2019) - *Artificial reefs can mimic natural habitats for fish and macroinvertebrates in temperate coastal waters of the Yellow Sea*. *Ecological Engineering*, 139, 105579.
- XU M., QI L., ZHANG L., ZHANG T., YANG H. & ZHANG Y. (2019) - *Ecosystem attributes of trophic models before and after construction of artificial oyster reefs using Ecopath*. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 111-127.
- XU Q., ZHANG L., ZHANG T., ZHANG X. & YANG H. (2017) - *Functional groupings and food web of an artificial reef used for sea cucumber aquaculture in northern China*. *Journal of Sea Research*, 119, 1-7. doi: 10.1016/j.seares.2016.10.005
- YANG H. (2016) - *Construction of marine ranching in China: Reviews and prospects.*, 40, 1133-1140. doi: 10.11964/jfc.20160510386
- YANG X., LIN C., SONG X., XU M. & YANG H. (2019) - *Effects of artificial reefs on the meiofaunal community and benthic environment - A case study in Bohai Sea, China*. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 179-187. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.12.031
- ZHANG J. & LUO Y. (2017) - *Degree Centrality, Betweenness Centrality, and Closeness Centrality in Social Network*. Atlantis Press, 300-303. doi: 10.2991/msam-17.2017.68
- ZHOU X., ZHAO X., ZHANG S. & LIN J. (2019) - *Marine Ranching Construction and Management in East China Sea: Programs for Sustainable Fishery and Aquaculture*. *Water*, 11 (6), 1237. doi: 10.3390/w11061237

Bibliographie

Tables des illustrations

1. Table des figures

Figure 1 : Les délimitations de l'espace maritime français, illustration du jeu d'acteurs et de la multiplicité des activités s'y superposant (Barraquet-Porte <i>et al.</i> , 2015)	21
Figure 2 : L'usage des fonctions écologiques (MEA, 2005)	23
Figure 3 : Illustrations de la distinction entre DCP en tant qu'engins de pêche par effet attractif et RA avec des fonctions écologiques d'habitats (A: DCP à ancre flottante (Marc Taquet); B: RA pyramidal à Bali)	25
Figure 4 : Les fonctions écologiques des récifs artificiels	26
Figure 5 : Illustrations des quatre usages des RA (©ALR)	28
Figure 6 : Carte mondiale des publications scientifiques sur les récifs artificiels par zone géographique d'après les données de Lee <i>et al.</i> , 2018 et Vivier <i>et al.</i> , 2021	29
Figure 7 : Carte et chronologie des immersions de récifs artificiels pendant la période d'expérimentation en France	32
Figure 8 : Carte et chronologie des immersions de récifs artificiels pendant la période de multiplication en France	34
Figure 9 : Carte et chronologie des immersions de récifs artificiels pendant la période de diversification en France	35
Figure 10 : Schéma des étapes de l'évaluation selon Claudet (2006), inspiré de Seaman et Jensen (2000)	43
Figure 11 : Schéma du processus d'évaluation des RA (adapté de Seaman & Jensen, 2000 et Claudet, 2006)	43
Figure 12 : Schéma des deux points de rupture dans les étapes d'évaluation des RA de France métropolitaine	45
Figure 13 : Logique de la démarche scientifique suivie et des cadres d'analyses utilisés pour répondre à la problématique d'évaluation de la performance socio-écologique des RA	49
Figure 14 : Organisation des travaux de recherche (en bleu les apports de notre recherche)	51
Figure 15 : Carte de localisation des sites de RA étudiés et leur répartitions le long des côtes françaises	52
Figure 16 : Ensemble descriptif des RA d'Etretat	54
Figure 17 : Ensemble descriptif des RA de Cherbourg	55
Figure 18 : Ensemble descriptif des RA du Croisic	57
Figure 19 : Ensemble descriptif des RA d'Oléron	58
Figure 20 : Ensemble descriptif des RA de Capbreton	60
Figure 21 : Ensemble descriptif des RA de Gruissan (Créocéan, 2008)	61
Figure 22 : Ensemble descriptif des RA d'Agde	63
Figure 23 : Ensemble descriptif des RA de Carry-le-Rouet (Charbonnel, 2018)	64
Figure 24 : Ensemble descriptif des RA de Marseille	65
Figure 25 : Ensemble descriptif des RA de Vallauris (Charbonnel <i>et al.</i> , 1999)	66
Figure 26 : Les trois périodes de vie d'un projet de RA (adapté de Ramos <i>et al.</i> , 2011)	71
Figure 27 : Schéma des étapes de la théorie de la traduction (adapté de Callon, 1986)	73
Figure 28 : Méthode d'identification des acteurs dite d' "effet boule de neige"	75
Figure 29 : Les typologies d'acteurs séquencées en famille, type d'organisations et organisation	78
Figure 30 : Traduction des trois types d'enjeux indentifiés par l'acteur initiateur en quatre solutions	82
Figure 31 : Typologie des acteurs initiateurs et traducteurs	84

Figure 32 : Les outils envisagés pour répondre aux trois enjeux identifiés sur les dix sites d'étude	85
Figure 33 : Etape 1 de la traduction appliquée aux RA : la problématisation	85
Figure 34 : Les besoins identifiés en amont des projets de RA	87
Figure 35 : Etape 2 de la traduction appliquée aux RA : la définition des besoins	87
Figure 36 : Identification des rôles des acteurs au sein de chaque projet	88
Figure 37 : Etape 2 de la traduction appliquée aux RA : les acteurs identifiés pour chaque besoin	89
Figure 38 : Répartition des intérêts selon les typologies d'acteurs interrogés	91
Figure 39 : Etape 2 de la traduction appliquée aux RA : les intérêts des acteurs identifiés	91
Figure 40 : Etape 3 de la traduction appliquée aux RA : définitions des rôles	92
Figure 41 : Etape 3 de la traduction appliquée aux RA : la phase de négociation	95
Figure 42 : Etape de la traduction appliquée aux RA : le point de passage obligé	96
Figure 43 : Définitions des objectifs spécifiques révélés par la traduction	98
Figure 44 : La traduction de l'objectif initial en objectif général (les intérêts des acteurs sont référencés à partir du tableau 11)	99
Figure 45 : Graphes orbitaux, représentant les quatre types de réseaux à l'origine des immersions de RA étudiés	101
Figure 46 : Définition des critères de succès révélés par la traduction	103
Figure 47 : Suivi de l'avancement des travaux de recherche : fin de la partie 1 (en vert la partie réalisée, en bleu les apports futurs de cette recherche)	104
Figure 48 : Le rôle des acteurs évoluant durant les périodes de vie des RA	109
Figure 49 : Schéma décrivant les caractéristiques de l'analyse réseau des acteurs humains (Chapitre 1) et non-humains (Chapitre 2)	111
Figure 50 : Schéma conceptuel de la distinction entre un objet d'étude socio-centré ou égocentré adapté à notre sujet de recherche	114
Figure 51 : Définition de la population d'étude	116
Figure 52 : Synthèse des caractéristiques des noeuds	119
Figure 53 : Délimitation de la taille des réseaux à partir d'une distance géodésique de 4	121
Figure 54 : Miniatures des modélisations des réseaux d'acteurs en Manche et Atlantique représentant la complexité plus ou moins grande des réseaux	122
Figure 55 : Miniatures des modélisations des réseaux d'acteurs en Méditerranée	123
Figure 56 : Définition des indicateurs de centralité (inspiré de Tabourier, 2010). Les lettres A à I sont des noeuds avec différentes valeurs de centralité	125
Figure 57 : Illustrations des formes de réseaux planaire et complexe	126
Figure 58 : Schéma décrivant la position structurelle des organisations selon leurs indicateurs de centralité	130
Figure 59 : Synthèse des besoins identifiés pour chaque période d'un projet de RA	131
Figure 60 : Fréquence de centralité des types d'organisations selon les périodes de vie des RA	132
Figure 61 : Analyse en Composante Principale montrant quatre comportements des acteurs au sein des réseaux	136
Figure 62 : Proportion des types de relations repertoriées sur l'ensemble des sites étudiés	138
Figure 63 : Nombre de relations repertoriées sur l'ensemble des sites étudiés par type d'organisations	138
Figure 64 : Analyse en Composante Principale des indicateurs de structure des réseaux	148
Figure 65 : Evolution du nombre d'acteurs impliqués dans les réseaux par site	151
Figure 66 : Cartes des relations des acteurs des RA à l'échelle de la France métropolitaine pour chaque période	155
Figure 67 : Les groupes trophiques élaborés (source phototèque : ALR ©Celestrino)	166
Figure 68 : Sources des données pour l'élaboration des modèles de Capbreton	167
Figure 69 : Positions des stations d'échantillonnages pour les modèles de Capbreton (A: pour le modèle BAR, B: pour le modèle AAR; les chiffres indiquent le nombre de répliquats)	169

Figure 70 : Numérisation des récifs de Capbreton (Prosperi, 2020).....	171
Figure 71 : Schéma du site d'étude de Capbreton	171
Figure 72 : Sources des données pour l'élaboration des modèles de Cherbourg.....	175
Figure 73: Représentation du réseau trophique du site de Capbreton avant implantation de RA (ALR©Celestrino)	182
Figure 74 : Représentation du réseau trophique du site de Capbreton après implantation de RA (ALR©Celestrino)	182
Figure 75 : Représentation du réseau trophique du site de Cherbourg avant implantation de RA (ALR©Celestrino.....	187
Figure 76 : Représentation du réseau trophique du site de Cherbourg après implantation de RA (ALR©Celestrino)	187
Figure 77 : Etape 4 de la traduction appliquée aux RA : évolution de la mobilisation des acteurs	203
Figure 78 : Suivi de l'avancement des travaux de recherche : fin de la partie 2 (en vert les parties réalisées, en bleu les apports futurs de cette recherche)	204
Figure 79 : Les six composantes d'un système socio-écologique.....	210
Figure 80 : Représentation schématique d'un système socio-écologique de RA explicitant la distinction avec le site géographique de RA	212
Figure 81 : Schéma explicatif des notations et calcul des scores.....	215
Figure 82 : Les interactions entre les types d'organisations et les groupes trophiques	224
Figure 83 : Approche MERCIe-COR (Pinault <i>et al.</i> , 2017b).....	227
Figure 84 : Méthode MERCIe- COR adaptée aux récifs artificiels (adapté de Pinault <i>et al.</i> , 2017b)	228
Figure 85 : Cartographies des scores de chaque composante des SES correspondant à un site de RA étudié (A : Acteurs; B: Systèmes de Ressources; C: Systèmes de Gouvernance ; D: Interactions)	235
Figure 86 : Cartographie des scores de la composante Résultats des SES correspondant à un site de RA étudié.....	236
Figure 87 : Classification Aascendante Hierarchique des résultats socio-écologiques.....	237
Figure 88 : Choix des indicateurs adaptés aux objectifs spécifiques socio-écologiques des RA..	243
Figure 89 : Synthèse des apports de notre recherche afin de rendre possible l'évaluation des RA	258
Figure 90 : Eléments d'évaluation des objectifs socio-écologiques en fonction des indicateurs et des analyses correspondantes.....	262
Figure 91 : Synthèse des actions stratégiques favorisant la mise en place de système durable, résilient et performant	265

2. Table des tableaux

Tableau 1 : Descriptions des structures d'accueil de la thèse cifre.....	11
Tableau 2 : Les spécificités sociogéographiques des façades maritimes métropolitaines influençant la répartition du nombre de sites de RA	37
Tableau 3 : Synthèse des mesures de concertation mises en place sur les RA de France.....	39
Tableau 4 : Synthèse des encadrements des usages mis en place sur les RA de France (Annexe 1)	39
Tableau 5 : Synthèse des mesures de surveillance mises en place sur les RA de France (Annexe 2)	40
Tableau 6 : Synthèse des actions de communication et sensibilisation mises en place sur les RA de France (Annexe 2)	41

Tableau 7 : Synthèse des suivis mis en place sur les RA de France (Annexe 2).....	41
Tableau 8 : Exemple de déclinaison d'objectifs spécifiques et critères de succès pour l'application de la méthodologie d'évaluation pour un objectif général de production de RA	44
Tableau 9 : Synthèse des caractéristiques des sites étudiés (* gestion des suivis uniquement)	67
Tableau 10 : Nombre d'acteurs entretenus par site pour la période T0	75
Tableau 11 : Les intérêts des acteurs pour les projets	90
Tableau 12 : Les influences des acteurs sur les projets	93
Tableau 13 : Les objectifs spécifiques écologiques et sociaux des projets de RA étudiés	100
Tableau 14 : Synthèse des choix d'objet d'étude et de courant d'analyse (inspiré de Pannier, 2008)	115
Tableau 15 : Caractéristiques des noeuds selon les niveaux de descriptions	118
Tableau 16 : Descriptions des flux.....	120
Tableau 17 : Moyenne des indicateurs choisis définissant une tendance générale d'acteurs clés au sein des réseaux de RA	127
Tableau 18 : La position des acteurs centraux (Ego) de RA au sein des réseaux d'acteurs (Fr: Fréquence; B: <i>Betweness centrality</i> ; D: <i>Degree centrality</i> ; C: <i>Closeness centralit</i> ; E: <i>Eigenvector centrality</i>)..	134
Tableau 19 : Proportion de représentativité relative (en %) des typologies de relations par période	141
Tableau 20 : Caractéristiques structurelles des sites étudiés.....	143
Tableau 21 : Moyenne des valeurs des indicateurs sur les 28 réseaux étudiés.....	144
Tableau 22 : Evolution des indicateurs de structure des réseaux selon les périodes de vie des RA	145
Tableau 23 : Evolution de la moyenne du nombre de noeuds, de relation et de la distance géodésique des réseaux selon les périodes de vie des RA	145
Tableau 24 : Les catégories d'agencement des acteurs piliers des réseaux.....	147
Tableau 25 : Les groupes distinguant les réseaux selon leurs propriétés structurelles	149
Tableau 26 : Synthèse des propriétés structurelles et fonctionnelles des réseaux étudiés	150
Tableau 27 : Synthèse des caractéristiques des réseaux à l'échelle des façades maritimes	153
Tableau 28 : Caractéristiques du réseau d'acteur à l'échelle de la France métropolitaine, aux différentes périodes d'immersion (Experimentation, Multiplication et Diversification)	154
Tableau 29 : Les mesures de gestion mises en place sur les sites étudiés.....	158
Tableau 30 : Sources bibliographique dans les publications scientifiques de référence des modèles réalisés sur le site de Capbreton	174
Tableau 31 : Sources bibliographiques dans les publications scientifiques de référence des modèles réalisés sur le site de Cherbourg	179
Tableau 32 : Caractéristiques des réseaux trophiques du site de Capbreton (en gras les valeurs calculées par le modèle)	184
Tableau 33 : Proportions de biomasses par niveaux trophiques	185
Tableau 34 : Indicateurs écologiques des modèles des réseaux trophiques de Capbreton (Total System Throughput (T., $gC.m^{-2}.Year^{-1}$); Ascendance (A, $gC.m^{-2}.Year^{-1}$); Indice d'Omnivorie (SOI,%); Recyclage (FCI,%); Biomasse totale (Bt, $gC.m^{-2}$); ratios Production Primaire / Respiration totale du système (PPt/R, Sans unité); Biomasse totale du système / Activité totale du système (B/T, $Year^{-1}$) ratios Production primaire /Biomasse totale (PPT/B, Sans unité))	186
Tableau 35 : Caractéristiques structurelles des réseaux trophiques du site de Cherbourg (en gras les valeurs calculées par le modèle).....	189
Tableau 36 : Proportion de biomasses par niveaux trophiques.....	190
Tableau 37 : Indicateurs écologiques des modèles des réseaux trophiques du site de Cherbourg (Total System Throughput (T., $gC.m^{-2}.Year^{-1}$); Ascendance (A, $gC.m^{-2}.Year^{-1}$); Indice d'Omnivorie (SOI,%); Recyclage (FCI,%); Biomasse totale (Bt, $gC.m^{-2}$); ratios Production Primaire / Respiration totale du système (PPt/R, Sans unité); Biomasse totale du système / Activité totale du système (B/T, $Year^{-1}$) ratios Production Primaire totale/Biomasse totale (PPT/B, Sans unité))	190
Tableau 38 : Analyse des indicateurs écologiques d'autres modèles trophiques	198

Tableau 39 : Descriptions des variables pour chaque composante du système socio-écologique des RA.....	213
Tableau 40 : Définition des échelles de notations des indicateurs : Composante Acteurs.....	216
Tableau 41 : Notes pour les variables de la composante Acteurs (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).....	217
Tableau 42 : Définition des échelles de notations des indicateurs :.....	218
Tableau 43 : Notes pour les variables de la composante Systèmes Ressources (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris)...	218
Tableau 44 : Définition des échelles de notations des indicateurs :.....	219
Tableau 45 : Notes pour les variables de la composante Systèmes de Gouvernance (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris)...	221
Tableau 46 : Nombre d'interactions entre les réseaux d'acteurs humains et non-humains par SES	225
Tableau 47 : Définition des échelles de notations des indicateurs :.....	225
Tableau 48 : Notes pour les variables de la composante Interactions (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).....	226
Tableau 49 : Définition des échelles de notations des indicateurs :.....	229
Tableau 50 : Notes des performance écologiques des SES de RA étudiés.....	230
Tableau 51 : Définition des échelles de notations des indicateurs :.....	231
Tableau 52 : Notes de la variable performance sociale des SES de RA étudiés.....	232
Tableau 53 : Notes pour les variables de la composante Résultats (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).....	232
Tableau 54 : Définition des échelles de notations des indicateurs :.....	233
Tableau 55 : Notes pour les variables de la composante Ecosystèmes Reliés (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).	233
Tableau 56 : Définition des échelles de notations des indicateurs :.....	234
Tableau 57 : Notes pour les variables de la composante Paramètres Sociaux et Economiques (E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris).....	234
Tableau 58 : Matrice de corrélation des composantes du système socio-écologique de RA (en gras les valeurs significatives $p < 0,05$).....	240
Tableau 59 : Synthèse des résultats de l'évaluation des objectifs spécifiques écologiques	244
Tableau 60 : Synthèse des résultats de l'évaluation des objectifs spécifiques sociaux.....	245
Tableau 61 : Adpatation des piliers de la durabilité des SES aux SES de RA	247
Tableau 62 : Synthèse des indicateurs proposés pour le suivi de la performance socio-écologique des RA.....	260

Annexes

1. Annexe 1 : Mesures de concertation et d'encadrement des usages mises en place sur les RA

Sites	Côte	Animateur/ Gestionnaire	comité scientifique	Concertation large	Comité de gestion /pilotage	Réglementation de la zone (interdiction autres usages)	Type de régulation pêche (jachère/ cantonnement/arrêté global/charte)	Intégré dans une gestion plus large (réserve/ Natura/2000/Parc Marin)	Plan de gestion
Arcachon	Atlantique	non	non	non	non	oui	Arrêté	non	non
Capbreton	Atlantique	ALR	non	oui	non	oui	Arrêté et charte	non	Convention d'objectif
Croisic	Atlantique	non	non	non	non	oui	Arrêté	non	non
Ile d'Yeu-La Meule	Atlantique	non	non	non	non	oui	Arrêté	non	non
Ile d'Yeu-Les Corbeaux	Atlantique	non	non	non	non	oui	Arrêté	non	non
Messanges/Azur/Moliets et Mâa	Atlantique	ALR	non	oui	non	oui	Arrêté et charte	non	Convention d'objectif
Mimizan	Atlantique	ADREMCA	non	non	non	oui	Arrêté	non	non
Oléron	Atlantique	CREAA	oui	oui	oui	oui	Arrêté préfectoral	Parc marin	non
Vieux Boucau/Soustons	Atlantique	ALR	non	oui	non	oui	Arrêté et charte	non	Convention d'objectif
Bernière	Manche	CREC	oui	non	non	oui	oui		non
Cherbourg	Manche	PNA	non	non	oui	oui	Règles du Port	Port	non
Dinard	Manche	non**	oui**	oui**	non**	non**	pêche**	non**	non**
Etretat	Manche	non	non	non	non	non	non	non	non
Le Grau-du-Roi	Méditerranée	SMCG	non**	non**	non	non	Informel	Natura 2000	non**
Agde 1	Méditerranée	non	non	non	non	oui	oui	Natura 2000	non
Agde 2	Méditerranée	Ville d'Agde	non	non	oui	non	non	Natura 2000 et AMP	oui
Ajaccio	Méditerranée	OEC	non	oui	non	oui	Arrêté	Natura 2000	non
Bastia	Méditerranée	OEC	non**	oui**	non**	oui**	Arrêté**	Natura 2000	non**
Beauduc	Méditerranée	non	non**	non**	oui**	oui**	non**	Natura 2000/parc naturel	oui**
Beaulieu	Méditerranée	CD 06	non	non	non	oui	Arrêté	Natura 2000	non
Cagnes-sur-Mer	Méditerranée	CD 06	non	non	non	oui	Arrêté	Natura 2000	non

Annexes

Sites	Côte	Animateur/ Gestionnaire	comité scientifique	Concertation large	Comité de gestion /pilotage	Réglementation de la zone (interdiction autres usages)	Type de régulation pêche (jachère/ cantonnement/arrêté global/charte)	Intégré dans une gestion plus large (réserve/ Natura/2000/Parc Marin)	Plan de gestion
Canet-en-Roussillon	Méditerranée	PMGL	non	non*	oui	non	oui	Parc marin	oui
Cannes	Méditerranée	Ville de Cannes	oui**	oui**	oui**	oui	oui**	Natura 2000	oui**
Cap Couronne	Méditerranée	PMCB	oui	non	oui	oui	oui	Réserve 1996	oui/charte
Carry-le-Rouet	Méditerranée	PMCB	oui	non	oui	oui	oui	Réserve 1986	oui/charte
Cortiou	Méditerranée	PNC	oui**	oui**	oui**	oui**	oui**	Parc marin	oui**
Ensuès-la-Redonne	Méditerranée	PMCB	oui	non	oui	non	non	Parc marin	oui/charte
Gruissan 1	Méditerranée	non	non	non	non	non	oui	Natura 2000	non
Gruissan 2 tranche 1 et 2	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	Natura 2000	non
La Ciotat	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	Natura 2000	non
La Grande Motte	Méditerranée	SM golfe d'Aigues-Mortes	non**	non**	non	non	Informel	Natura 2000	non**
Leucate-Barcarès	Méditerranée	PMGL	non	non*	oui	non	non	Parc marin	oui
Marseillan	Méditerranée	non	non*	non*	non	non*	non*	Natura 2000	non*
Marseille (Prado)	Méditerranée	Ville de Marseille	oui	oui	oui	oui	Arrêté et charte	non	oui
Marseille 2	Méditerranée	Amis du MSM	oui	oui	oui	non	Arrêté** et charte	Hors natura 2000	oui
Monaco	Méditerranée	AMPN	non	non*	non	oui	oui	Réserve	oui*
Niolon-le-Rove	Méditerranée	PMCB	oui	non	oui	non	non	Marine park	oui/charte
Palavas-est	Méditerranée	SM golfe d'Aigues-Mortes	non	non	non	non	Informel	Natura 2000	non
Palavas-les-Flots	Méditerranée	SM golfe d'Aigues-Mortes **	non	non	non	non	non	Natura 2000	non
Palavas-ouest	Méditerranée	SM golfe d'Aigues-Mortes	non	non	non	non	Informel	Natura 2000	non
Port-Cros	Méditerranée	PN PC	oui	oui	oui	oui**	non	Parc marin	oui
Port-la-nouvelle	Méditerranée	non	non*	non*	non	non	oui	Natura 2000	non*
Roquebrune	Méditerranée	CD 06	non	non	non	oui	Préfectoral	Natura 2000	non
Sausset-les-Pins	Méditerranée	PMCB	oui	non	oui	non	non	Parc marin	oui
St-Cyprien	Méditerranée	PMGL	non	non*	oui	non	oui	Parc marin	oui
Toulon	Méditerranée	non**	oui**	non**	oui**	oui**	Arrêté**	Rade de Toulon	non**
Vallauris/Golfe-Juan	Méditerranée	CD 06	non	non	non	oui	Préfectoral	Natura 2000	non
Valras 1	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	Natura 2000	non*
Valras 2	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	Natura 2000	non*

* : les acteurs interrogés n'ont pas été en mesure de confirmer la mise en place de cette action, par déduction nous avons mis non.

** : absence de réponse des acteurs, ces mesures sont supposées.

2. Annexe 2 : Mesures de surveillance, communication et suivis mises en place sur les RA

Sites	Côte	Balisage	Surveillance bénévole	Patrouille	Communication	Sensibilisation	Suivi biologique	Dernier rapport	Suivi sociaux économiques	Dernier rapport
Arcachon	Atlantique	non	non	non	oui	non	non	/	non	/
Capbreton	Atlantique	non	non	non	oui	oui	oui	2019	non	2010
Croisic	Atlantique	non	non	non	non	non	non	2010	non	/
Ile d'Yeu-La Meule	Atlantique	non	non	non	non	non	non	2010	non	/
Ile d'Yeu-Les Corbeaux	Atlantique	non	non	non	non	non	non	2010	non	/
Messanges/Azur/Moliets et Mâa	Atlantique	non	non	non	oui	oui	oui	2019	Pêche expérimentales	2019
Mimizan	Atlantique	oui	non	non	non	oui	oui	2019	non	/
Oléron	Atlantique	non	non	non	oui	oui	oui	2020	oui	/
Vieux Boucau/Soustons	Atlantique	non	non	non	oui	oui	oui	2019	Pêche expérimentales	2019
Bernière-sur-mer	Manche	oui	non	non	oui	non	oui	2019	non	/
Cherbourg	Manche	oui	non	non	oui	non	oui	2019	non	/
Dinard	Manche	oui**	non**	non**	oui**	oui**	oui**	/	non**	/
Etretat	Manche	non	non	non	non	non	oui	2017	non	/
le Grau-du-Roi	Méditerranée	non	non**	non	non	non	non	2013	non	2003
Agde 1	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	/	oui	2017
Agde 2	Méditerranée	non	non	oui	oui	oui	oui	2019	non	/
Ajaccio	Méditerranée	oui	non	oui	oui	non	oui	2020	non	nov-21
Bastia	Méditerranée	non**	non**	non**	oui**	non**	oui	2010	non**	/
Beauduc	Méditerranée	oui**	non**	non**	non**	non**	non	/	non**	/
Beaulieu	Méditerranée	oui	oui	non	oui	non	oui	2017-2019	non	/
Cagnes-sur-Mer	Méditerranée	oui	oui	non	oui	non	oui	2017-2019	non	/

Annexes

Sites	Côte	Balilage	Surveillance bénévole	Patrouille	Communication	Sensibilisation	Suivi biologique	Dernier rapport	Suivi sociaux économiques	Dernier rapport
Canet-en-Roussillon	Méditerranée	non	non	non	oui	non	non	1987	non	1993
Cannes	Méditerranée	oui**	non**	non**	oui**	oui**	oui**		oui**	
Cap Couronne	Méditerranée	oui	oui	oui	oui	oui	oui	2019	Perception	2013
Carry-le-Rouet	Méditerranée	oui	oui	oui	oui	oui	oui	2021	Perception	2013
Cortiou	Méditerranée	oui**	non**	oui**	oui**	oui**	oui**	/	non**	/
Ensuès-la-Redonne	Méditerranée	non	non	non	oui	non	oui	2021	Perception	2010
Gruissan 1	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	/	non	/
Gruissan 2 tranches 1 et 2	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	2006	non	2006
La Ciotat	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	non	non	/
La Grande Motte	Méditerranée	non	non**	non	non	non	non	2013	non	2003
Leucate-Barcarès	Méditerranée	non	non	non	oui	non	oui**	2006/2007/2008	non	2006/2007/2008
Marseillan	Méditerranée	non*	non*	non*	non*	non*	non	/	non*	/
Marseille (Prado)	Méditerranée	oui	non	oui	oui	oui	oui	2022	oui	2018
Marseille 2	Méditerranée	oui	oui	oui	oui	oui	oui	juin-21	oui	oct-21
Monaco	Méditerranée	oui	oui	oui	oui	oui	oui	2018	non	/
Niolon-le-Rove	Méditerranée	non	non	non	oui	non	oui	2021	Perception	2010
Palavas-est	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	2013	non	/
Palavas-les-Flots	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	2013	non	/
Palavas-ouest	Méditerranée	non	non	non	non	non	non	2013	non	2003
Port-Cros	Méditerranée	non	non	oui	non	non	oui	2001	non	/
Port-la-nouvelle	Méditerranée	non	non*	non	non	non	non	/	non	/
Roquebrune	Méditerranée	oui	oui	non	non	non	oui	2017-2019	non	/
Sausset-les-Pins	Méditerranée	non	non	non	oui	non	oui	2021	Perception	2010
St-Cyprien	Méditerranée	non	non	non	oui	non	non	1987	non	1993
Toulon	Méditerranée	oui**	non**	non**	non**	non**	oui	/	non**	/
Vallauris/Golfe-Juan	Méditerranée	oui	oui	non	oui	non	oui	2017-2019	non	/
Valras 1	Méditerranée	non	non	non	non	non	oui	2019	non	/
Valras 2	Méditerranée	non	non	non	non	non	oui	2019	non	/

* : les acteurs interrogés n'ont pas été en mesure de confirmer la mise en place de cette action, par déduction nous avons mis non.

** : absence de réponse des acteurs, ces mesures sont supposées.

3. Annexe 3 : Le guide d'entretiens

Guide d'entretiens

Enquête par méthode d'entretien semi-directif en face à face (de préférence).

1-Hors entretien

Introduction de l'entretien :

« Bonjour, tout d'abord je vous remercie d'avoir accepté ce rendez-vous.

Voilà comment ça va se passer. Dans un premier temps je vais me présenter puis nous allons échanger autour du sujet, je vous poserai des questions et prendrai quelques notes. Pour plus de facilité j'aimerais vous enregistrer, cela ne sera pas diffusé, et restera confidentiel, c'est pour être sûre de ne rien oublier et de ne pas déformer vos propos. »

Présentation du cadre :

« Je me présente Jessica SALAÜN doctorante en écologie marine à l'université de Montpellier et de Caen et en partenariat avec l'association Atlantique Landes Récifs (qui gère des récifs artificiels au large des Landes) et je m'intéresse tout particulièrement aux acteurs des récifs artificiels en France. »

« Hi, thank you to agree to do this interview. As I have mentioned, I am doing a thesis on the social aspect of AR in some case studies in France.

I am doing this thesis in collaboration with Sylvain Pioch of Montpellier university, Jean Claude Dauvin of Caen university and an association called Atlantique Landes Récifs located in the south west of France.

As English isn't my native language, please excuses any mistakes in English.

I would like to record the interview in order to better understand, would you mind?

It will be anonymous in my reported document.”

2-L'entretien

PARTIE 1 : compréhension des intérêts et du rôle

Phrase d'accroche (A adapter selon l'acteur) :

« J'ai vu que vous aviez participé à *tel* réunion sur l'immersion de *tel* récif »

« Est-ce que vous pouvez m'en dire un peu plus ? » (Contexte, les acteurs présents)

« Racontez-moi comment ça s'est passé ? » (Enjeu, perception par l'acteur)

Questions précises de relance :

Quel était votre poste à l'époque ? (Problématisation)

Quel était l'objectif du projet ? (Problématisation)

Quel problème le projet cherchait il à résoudre ? (point de passage obligé)

Quelles étaient vos attentes dans la réalisation de ce projet ? (point de passage obligé)

Y a-t-il eu d'autres solutions proposées ? (point de passage obligé)

Qu'est-ce qui vous a intéressé dans ce projet ? (Intéressement)

Quels étaient vos arguments pour/contre le projet ? (Intéressement)

Qu'est-ce qui vous a convaincu de participer ? (intéressement)

Qui vous a contacté ? (Enrôlement)

Quel rôle/action avez-vous joué ? (Enrôlement)
Est-ce qu'il y avait des opposants au projet ? (Mobilisation des alliés)
Quels étaient vos relations avec les autres acteurs ? (Mobilisation des alliés)
Par rapport aux objectifs initiaux, quels sont les résultats ? (Objectif-résultats)
When did you first hear about AR?
When did you become aware of AR?
When did you first work on an AR project and what was it?
What was the purpose/objective of the AR?
What was the aim of the project and the objective of the AR?
How do you choose AR tools and for which reasons?
What were the general expectations of the project?
And what were your expectation of the project?
Were there any social objectives at the start of the project?
What was the social impact of the project?
Do you think, other tools, apart from AR, could have responded to the aim of the project?
What aspect above AR are you interested?
What was your argument for or against the project?
How did you get involve in the project, what convince you to participate?
Who involved you in the project and how?
What exactly did you do in this project?
Were there any people against the project?
How did you convince them?

Si l'acteur est rattaché à plusieurs projets :

« Et pour les autres projets comment cela s'est-il passé ? »

« L'objectif était-il le même ? » (Problématisation)

« L'intérêt le même ? » (point de passage obligé)

« Avez-vous participé de la même manière ? » (Intéressement)

« Aviez-vous le même rôle ? » (Enrôlement)

« Les relations entre acteurs étaient-elles similaires ? » (Mobilisation des alliés)

Transition :

« Donc cela s'est passé à telle date Et maintenant qu'en est-il des récifs artificiels ?

PARTIE 2 : la place de l'acteur au sein du réseau

Phrases d'accroche

Quel est votre rôle actuel ? A-t-il changé (évolution des relations).

Avez-vous des contacts réguliers avec les autres acteurs financeurs, administrations, usagers ? (évolution des relations de pouvoirs/conflits).

Quelles sont les règles encadrant les récifs ? (Gouvernance)

Ces règles vous semblent elles adaptées ? (Gouvernance)

Les récifs ont-ils besoin d'être gérés/suivis ? (Gestion)

Qui utilisent les récifs ? (Usagers directs / indirects)

Quelles sont leurs relations avec le gestionnaire ou les autres usagers ? (Usagers directs indirects).

Existe-t-il des conflits d'usages ? de gouvernance ? (Political ecology)

Comment ces conflits se sont développés ? (Political Ecology)

Et les poissons, la faune en général qu'en est- il, Est ce qu'elle se développe ? (Usagers directs)

Les financeurs sont-ils les mêmes ? (Financeurs)

Quel est le problème, n'y a-t-il pas d'autres sources de financement ? (Financeurs)

L'objectif des récifs artificiels a-t-il évolué ? (Objectif-résultats)

Par rapport aux objectifs initiaux, quels sont les résultats ? (Objectif-résultats)

What was your professional relationship like with other researcher in France?

How often do you get in touch with them?

Do you give your opinion on the ongoing project in France?

How does it work?

Can you influence the project in terms of maybe scientific objectives or technical surveys?

Do you recommend some action?

Do you do the same thing in England or are you mostly independent but participate in a same global objective of the project?

Do you give your opinion / advice?

What are results compared to the initial objective?

Si acteur rattaché à plusieurs projets :

Et pour les autres projets comment cela se passe actuellement ?

Questions précises :

« Dans les acteurs que vous m'avez cités (faire la liste), quelles est la **nature** et la **régularité** des relations que vous entretenez avec ceux-ci ? »

« Y a-t-il d'autres acteurs avec qui vous êtes en relations ? »

« Est-ce que vous connaissez tel acteur ? (Préparer la liste des acteurs déjà recensés)

3-Fin de l'entretien

« Je vous remercie de m'avoir accordé de votre temps. »

« Est-ce que vous avez des questions ? »

« Je souhaiterais faire une synthèse des acteurs ayant participé ou participant encore de loin ou de près à l'immersion, la gestion ou l'usage des récifs. Est-ce que vous auriez des personnes à me recommander, des contacts à me donner ? »

So I have finish with my questions, do you have something to add or do you have any questions?

4. Annexe 4 : Liste des organisations identifiées

Organisme	Sous-groupe	Nombre d'entretiens par organisme
Abyss	Association activité/loisir	1
Action Pin	Activité commerciale	1
ADEME	Etablissement public	non
ADENA	Association environnementale	1
CERECA	Association professionnelle	1
ADREMCA	Association environnementale	1
ADRM	Association environnementale	non
Affaire maritime	Administration	non
Agathe et bleu	Association activité/loisir	non
Agence de l'eau Méditerranée	Etablissement public	1
Agence de l'eau Adour	Etablissement public	non
Agence de l'eau	Etablissement public	1
Agence de l'eau	Etablissement public	non
Aglia	Association professionnelle	1
ALR	Association environnementale	3
Amis du MSM	Association activité/loisir	non
AMPN	Association environnementale	1
APAM	Association professionnelle	1
APMC	Association activité/loisir	1
APPM	Association activité/loisir	non
APPP	Association activité/loisir	1
Aquanaute	Association activité/loisir	2
Arago	Etablissement public	non
ARPSM	Association activité/loisir	1
ASAM	Association activité/loisir	1
Association des pêcheurs côtiers Landais	Association activité/loisir	1
Association Pêcheurs bords de mer	Association activité/loisir	non
Astroclub	Association activité/loisir	non
Pêcheurs loisirs	non organisée	1
Bio Sub	Activité commerciale	non
Bio sub/Cirad	Etablissement public	1
Bournemouth University	Etablissement public	non
BRGM	Etablissement public	non
BRL	Activité commerciale	2
Car/asp	Commission Méditerranée	non
CARA	Intercommunalité	1
Casagec	Activité commerciale	non
CASC	Association activité/loisir	1
CCI Cherbourg	Etablissement public	non
CCI Fecamp Bolbec	Etablissement public	1
CCI Fecamp Bolbec	Etablissement public	non
CCI var	Etablissement public	non
CCSTI	Administration	non

Annexes

Organisme	Sous-groupe	Nombre d'entretiens par organisme
CD 06	Département	1
CD 11	Département	non
CD 13	Département	1
CD 14	Département	non
CD 17	Département	non
CD 34	Département	non
CD 40	Département	1
CD 40	Département	non
CD 44	Département	non
CD 50	Département	non
CD 76	Département	non
CD 85	Département	non
CDC biodiversité	Etablissement public	non
Cdc Oléron	Intercommunalité	non
CDPMEM 06	Organismes de pêcheurs	non
CDPMEM 40-64	Organismes de pêcheurs	non
CDPMEM 40-64	Organismes de pêcheurs	1
CDPMEM17	Organismes de pêcheurs	2
Cahm	Intercommunalité	non
CEFE	Etablissement public	non
CEFREM	Etablissement public	1
Cegel	Activité commerciale	non
Cépralmar	Association professionnelle	2
Cépralmar	Association professionnelle	non
Chasseur sous-marin	Association activité/loisir	1
CLP	Organismes de pêcheurs	non
LAPAM	Association activité/loisir	1
CNRS	Etablissement public	1
Cohabys	Activité commerciale	non
Commission européenne	Commission européenne	non
COREPEM	Organismes de pêcheurs	2
COREPEM	Organismes de pêcheurs	non
Chorus	Etablissement public	non
Côte bleue plongée	Association activité/loisir	non
CPIE Marennes Oléron	Association environnementale	1
CR Nouvelle-aquitaine	Région	non
CR Nouvelle-aquitaine	Région	1
CREAA	Association professionnelle	2
Créocéan	Activité commerciale	2
Créocéan	Activité commerciale	non
Crée d'Agde	Activité commerciale	1
CRPMEM	Organismes de pêcheurs	non
CRPMEM	Organismes de pêcheurs	2
CSF_1	Association activité/loisir	1
CSF_2	Association activité/loisir	non
DDE 06	Administration	non
DDE Capbreton	Administration	1

Organisme	Sous-groupe	Nombre d'entretiens par organisme
DDTM06	Administration	non
DDTM11	Administration	1
DDTM13	Administration	non
DDTM14	Administration	non
DDTM17	Administration	1
DDTM17	Administration	non
DDTM34	Administration	1
DDTM40	Administration	non
DDTM50	Administration	non
DDTM85	Administration	non
DIRM	Administration	2
DML40-64	Administration	non
DML40-64	Administration	1
DML76	Administration	non
DREAL NA	Administration	1
DREAL Normandie	Administration	1
DREAL Occ	Administration	non
DREAL PACA	Administration	non
Ecocéan	Activité commerciale	non
EGIS	Activité commerciale	non
EGIS eau	Activité commerciale	non
EMCC	Activité commerciale	1
EMCC	Activité commerciale	non
EPOC	Etablissement public	non
ERMMA	Association professionnelle	1
ESITC Caen	Association professionnelle	1
Espagne	Espagne	non
Eurolongée	Activité commerciale	non
FCSMP	Association activité/loisir	non
France télécom	Activité commerciale	non
Pêcheurs loisirs	Association activité/loisir	non
GEFMA	Association environnementale	1
GEM	Association environnementale	non
GIP littoral	Intercommunalité	non
GIS Posidonie	Association professionnelle	2
Grand public	non organisée	non
IFREMER	Etablissement public	3
IFREMER	Etablissement public	non
Île de Ré	Commune	non
IMA	Association professionnelle	non
IMA	Association professionnelle	2
Institut OSU-Pythéas	Etablissement public	non
In Vivo	Activité commerciale	2
In Vivo	Activité commerciale	non
INRA	Etablissement public	non
INPP	Association environnementale	non
Institut Paul Ricard	Association environnementale	non

Organisme	Sous-groupe	Nombre d'entretiens par organisme
Interreg	Commission européenne	non
Intechmer	Etablissement public	non
IUCN		non
IUFM	Etablissement public	non
IUT	Etablissement public	non
Journal des propriétaires	Activité commerciale	2
Laboratoire espagnol	Etablissement public	non
Lacq Odyssée	Association professionnelle	1
Lancer lourds dacquois	Association activité/loisir	non
Lecob	Etablissement public	non
Lienss	Etablissement public	non
Université de Caen	Etablissement public	non
Lycée de Royan	Etablissement public	1
MACS	Intercommunalité	non
Ministère	Ministère	non
MIO	Etablissement public	2
MNHN	Etablissement public	non
MNHN	Etablissement public	1
Musée de la mer	Activité commerciale	non
Nature Envi 17	Association environnementale	non
Nazaré	Portugal	non
OCA	Association environnementale	non
OEC	Etablissement public	non
Œil d'andromède	Activité commerciale	1
OFB	Etablissement public	non
OFB	Etablissement public	3
Office de la mer	Association environnementale	non
Office régionale de la mer	Intercommunalité	non
ONF	Etablissement public	non
OP du sud	Association professionnelle	non
ORA	Association environnementale	non
Ostréiculteurs	Activité commerciale	non
P2A	Activité commerciale	1
Pêcheur professionnel	non organisée	non
Pêcheur professionnel	Association professionnelle	non
Pêcheurs bords de mer Landes Nature	Association activité/loisir	1
Pêcheurs loisirs	Association activité/loisir	6
Plaisancier	non organisée	non
Planète Mer	Association environnementale	non
Club plongée	non organisée	non
Plongeurs bio FFESSM	Association activité/loisir	2
Plongeurs bio FFESSM	Association activité/loisir	non
Plymouth Marine Laboratory	Etablissement public	non
PMCB	Intercommunalité	2
PNA	Intercommunalité	1
Pôle mer	Association professionnelle	non
Pôle plongée Normandie	Association activité/loisir	1

Organisme	Sous-groupe	Nombre d'entretiens par organisme
Port de la cotinière	Commune	non
Portugal	Portugal	non
presse	Activité commerciale	non
Principauté de Monaco	Monaco	non
Prud'homie Antibes	Organismes de pêcheurs	non
Prud'homie Martigues	Organismes de pêcheurs	1
Prud'homie Gruissan	Organismes de pêcheurs	non
Prud'homie Marseille	Organismes de pêcheurs	non
Prud'homie Agde	Organismes de pêcheurs	2
Région Basse Normandie	Région	non
Région haute Normandie	Région	non
Région Occitanie	Région	2
Région Paca	Région	1
Région Paca	Région	non
Région pays de la Loire	Région	non
Réserve de Banyuls	Département	non
Scaph-pro	Association environnementale	1
Scolaire	non organisée	non
Seaboost	Activité commerciale	1
SEANEO	Activité commerciale	2
Semantec	Activité commerciale	non
Septentrion	Association activité/loisir	1
SFJO	Association environnementale	non
SINAY	Activité commerciale	1
SIRENA	Activité commerciale	1
SIVOM Côte sud	Intercommunalité	3
SIVOM Leucate	Intercommunalité	non
SM pêche protection zones marines	Intercommunalité	non
SMBT	Intercommunalité	non
SMIDAP	Intercommunalité	2
SOTRAC	Activité commerciale	non
Société Armor	Activité commerciale	non
SOGREAH	Activité commerciale	non
Station marine d'Endoume	Etablissement public	non
Sud-ouest	Activité commerciale	non
Syndicat CGT St Jean-de-Luz	Organismes de pêcheurs	non
Syndicat des baignades	Intercommunalité	1
Syndicat mixte aigue morte	Intercommunalité	non
Syndicat Mixte de la conservation de la Camargue gardoise	Intercommunalité	non
Syndicat Pêcheurs Pro Capbreton	Organismes de pêcheurs	2
Travaux Publics du Cotentin	Activité commerciale	non
Travaux Publics du Cotentin	Activité commerciale	1
UCPA	Association activité/loisir	non
UNAN CM	Association activité/loisir	non
Université de Bordeaux	Etablissement public	non
Université de Caen	Etablissement public	2
Université de La rochelle	Etablissement public	non

Organisme	Sous-groupe	Nombre d'entretiens par organisme
Université de Nice	Etablissement public	non
University of Bornemouth	Etablissement public	non
University of Exeter	Etablissement public	non
University of Southampton	Etablissement public	non
UPPA	Etablissement public	non
Usager pêcheur plaisance	non organisée	non
Véolia	Activité commerciale	non
Ville Château d'Oléron	Commune	non
Ville d'Agde	Commune	2
Ville d'Agde	Commune	non
Ville d'Antibes	Commune	non
Ville de Capbreton	Commune	1
Ville de Carry le rouet	Commune	non
Ville de Cherbourg	Commune	non
Ville de Gruissan	Commune	1
ville de la Rochelle	Commune	non
Ville de la Ciotat	Commune	non
Ville de Leucate	Commune	non
Ville de Marseillan	Commune	non
Ville de Marseille	Commune	2
Ville de Marseille	Commune	non
Ville de Martigue	Commune	non
Ville de Palavas	Commune	non
Ville de Rochefort	Commune	non
Ville de Royan	Commune	non
Ville de Valras plage	Commune	non
Ville de Vieux-Boucau	Commune	non
Ville de Vieux-Boucau	Commune	1
Ville d'Ensués la redonne	Commune	non
Ville Messanges	Commune	1
Ville Rove	Commune	1
Ville Sausset	Commune	1
Ville de Vallauris	Commune	non
Voile	Association activité/loisir	non
WPD	Activité commerciale	1
WWF	Association environnementale	1

5. Annexe 5 : Le calcul des indicateurs de centralité

Les formules ci-dessous sont issues de (Gay *et al.*, 2013 ; Zhang & Luo, 2017).

Degree centrality:

Un nœud N , n le nombre total de nœuds dans le réseau et $\sum_{j=1}^n X_{ij}$ le nombre de liens connectés à N . Le *Degree centrality* C^d se calcule alors selon la formule (valeur standardisée) :

$$C^d(N_i) = \frac{\sum_{j=1}^n X_{ij}}{(n-1)(n-2)} \quad (i \neq j)$$

Betweenness centrality:

Un nœud N et $\sum_{j < k} \frac{G_{jk}(N_i)}{G_{jk}}$ le nombre de nœuds N situé entre deux nœuds dans le réseau. La *Betweenness centrality* C^b se calcule alors selon la formule (valeur standardisée) :

$$C^b(N_i) = \frac{2 \sum_{j < k} \frac{G_{jk}(N_i)}{G_{jk}}}{(n-1)(n-2)}$$

Closeness centrality:

Un nœud N et $\sum_{j=a}^n d(N_i, N_j)$ le nombre total de nœuds séparant N des autres nœuds dans le réseau. La *Closeness centrality* C^c se calcule alors selon la formule (valeur standardisée) :

$$C^c(N_i) = \frac{n-1}{\left[\sum_{j=a}^n d(N_i, N_j) \right]} \quad (i \neq j)$$

Eigenvector centrality:

Un nœud N_i et $C^{spe}(n_i)$ l'eigenvector centrality d'un nœud n_i appartenant au réseau. L'*Eigenvector centrality* se calcule à partir de la matrice adjacente a :

$$\mu C^{spe}(n_i) = a_{1i} C^{spe}(n_1) + a_{2i} C^{spe}(n_2) + \dots + a_{ni} C^{spe}(n_n)$$

6. Annexe 6 : Répartition des espèces au sein des groupes trophiques

Groupe trophique	Espèce
Oiseau plongeur	<i>Puffinus mauretanicus</i>
	<i>Alca torda</i>
	<i>Calonectris diomedea</i>
	<i>Catharacta skua</i>
	<i>Fratercula arctica</i>
	<i>Hydrobates leucorhous</i>
	<i>Hydrobates pelagicus</i>
	<i>Morus bassanus</i>
	<i>Oceanites oceanicus</i>
	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>
	<i>Phalacrocorax carbo</i>
	<i>Puffinus puffinus</i>
	Scoters
	<i>Stercorarius longicaudus</i>
	<i>Stercorarius parasiticus</i>
	<i>Stercorarius pomarinus</i>
	<i>Sterna albifrons</i>
	<i>Sterna hirundo</i>
	<i>Sterna paradisaea</i>
	<i>Thalasseus sandvicensis</i>
<i>Uria aalge</i>	
Oiseau se nourrissant en surface	<i>Fulmarus glacialis</i>
	<i>Hydrocoloeus minutus</i>
	largesized gulls sp
	<i>Larus argentatus</i>
	<i>Larus canus</i>
	<i>Larus fuscus</i>
	<i>Larus marinus</i>
	<i>Larus melanocephalus</i>
	<i>Larus michahellis</i>
	<i>Larus ridibundus</i>
	<i>Rissa tridactyla</i>
	unidentified Laridae
Mammifère marin	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>
	<i>Delphinus delphis</i>
	<i>Grampus griseus</i>
	<i>Phocoena phocoena</i>
	<i>Stenella coeruleoalba</i>
	<i>Tursiops truncatus</i>
Céphalopode benthopélagique	<i>Alloteuthis</i>
	<i>Illex coindetii</i>
	<i>Loligo</i>
	<i>Loligo vulgaris</i>
	<i>Todaropsis eblanae</i>

Groupe trophique	Espèce
Céphalopode benthopélagique	<i>Octopus vulgaris</i>
	<i>Sepia elegans</i>
	<i>Sepia officinalis</i>
	<i>Sepia orbignyana</i>
	<i>Sepiola</i>
Gadidae	<i>Ciliata mustela</i>
	<i>Gadus morhua</i>
	<i>Gaidropsarus</i>
	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>
	<i>Merlangius merlangus</i>
	<i>Merluccius merluccius</i>
	<i>Micromesistius poutassou</i>
	<i>Pollachius pollachius</i>
	<i>Trisopterus luscus</i>
	<i>Trisopterus minutus</i>
Poisson piscivore	<i>Alosa</i>
	<i>Argyrosomus regius</i>
	<i>Conger conger</i>
	<i>Dasyatis pastinaca</i>
	<i>Dicentrarchus labrax</i>
	<i>Galeorhinus galeus</i>
	<i>Lophius piscatorius</i>
	<i>Myliobatis aquila</i>
	<i>Sarda sarda</i>
	<i>Scomber colias</i>
	<i>Scomber scombrus</i>
	<i>Seriola rivoliana</i>
	<i>Trachurus</i>
	<i>Trachurus trachurus</i>
Poisson benthivore	<i>Agonus cataphractus</i>
	<i>Balistes capriscus</i>
	<i>Blennius ocellaris</i>
	<i>Callionymus</i>
	<i>Callionymus lyra</i>
	<i>Callionymus maculatus</i>
	<i>Chelidonichthys cuculus</i>
	<i>Chelidonichthys lucerna</i>
	<i>Chelidonichthys obscurus</i>
	<i>Echiichthys vipera</i>
	<i>Eutrigla gurnardus</i>
	<i>gobie spp</i>
	<i>gobius niger</i>
	<i>Gobiusculus flavescens</i>
	<i>Hippocampus</i>
	<i>Hippocampus hippocampus</i>
	<i>Lesueurigobius friesii</i>
	<i>Liza aurata</i>

Groupe trophique	Espèce
Poisson benthivore	Liza ramada
	Mugil cephalus
	Mullus barbatus
	Mullus surmuletus
	Mustelus
	Nerophis lumbriciformis
	Parablennius gattorugine
	Parablennius pilicornis
	Pomatoschistus
	Raja brachyura
	Raja clavata
	Raja montagui
	Raja undulata
	Scorpaena notata
	Scorpaena porcus
	Scyliorhinus canicula
	Scyliorhinus stellaris
	Serranus cabrilla
	Trachinus draco
	Trigloporus lastoviza
Umbrina canariensis	
Umbrina cirrosa	
Zeus faber	
Labridae	Ctenolabrus rupestris
	Labrus bergylta
	Symphodus melops
	Symphodus roissali
Sparidae	Boops boops
	Diplodus cervinus
	Diplodus puntazzo
	Diplodus sargus
	Diplodus vulgaris
	Lithognathus mormyrus
	Oblada melanura
	Pagellus
	Pagellus acarne
	Pagellus bogaraveo
	Pagellus erythrinus
	Sparus aurata
	Spondylisoma cantharus
Poisson plat	Arnoglossus
	Buglossidium luteum
	Dicologlossa cuneata
	Limanda limanda
	Microchirus variegatus
	Microstomus kitt
	Pegusa lascaris
Platichthys flesus	

Groupe trophique	Espèce
Poisson plat	Pleuronectes platessa
	Scophthalmus maximus
	Scophthalmus rhombus
	Solea senegalensis
	Solea solea
	Zeugopterus punctatus
	Ammodytidae
Poisson planctivore	Atherina presbyter
	Clupea harengus
	Engraulis encrasicolus
	Gymnamodytes semisquamatus
	Mola mola
	Sardina pilchardus
	Sprattus sprattus
Macro-décapode	Cancer pagurus
	Crangon crangon
	Homarus gammarus
	maja brachydactyla
	Necora puber
	Palaemon serratus
	Scyllarus arctus
	Amphinomidae
	ascidia
	asteridae
Macrofaune benthique prédatrice	Callianassa
	cnidaria
	Corynactis viridis
	crevette
	Ebalia tumefacta
	Eunicidae
	gastéropode perceur
	Glycera
	Glycera lapidum
	Glyceridae
	Goniada
	Hesionidae
	Hyalinocea
	Hydraire
	Lumbrineris latreillii
	Lumbrineris sp
	Lysidice unicornis
	Marphysa bellii
	Mysidacé
	Natica
Nemerte	
Nemertea	
Nephtys	
Nephtys cirrosa	
Nephtys hombergii	
Nephtys kersivalensis	

Groupe trophique	Espèce
Macrofaune benthique prédatrice	Orbinia sertulata
	Pholoe
	Phyllodoceidae
	Pilumnus hirtellus
	plathelminthe
	Pycnogonide
	Sigalion squamosus
	Aphroditidae
	Atelecyclus rotundatus
	Buccinum undatum
Macrofaune benthique nécrophage et omnivore	Caprellidae
	Décapode
	Eurydice
	Eurydice pulchra
	gastéropode
	Hilbigneris gracilis
	Inachus dorsettensis
	Leucothoe incisa
	Liocarcinus depurator
	Liocarcinus pusillus
	Lysianassa plumosa
	Lysianassidae
	Macropodia rostrata
	nassarius reticulatus
	néréidae
	Ophiuridé
	Orchomene humilis
	Pagurus bernhardus
	sténothoe
Tritia reticulata	
Tryphosites longipes	
Aequipecten opercularis	
Macrofaune benthique suspensivore	Ampelisca
	Ampelisca brevicornis
	Ampelisca sarsi
	Ampelisca tenuicornis
	Ampelisca typica
	Balane
	Bispira fabricii
	Branchiomma vesiculosum
	Bryzoaire
	Cardium
	Centraloecetes kroyeranus
	Cerastoderma edule
	Corbula gibba
	Diogenes pugilator
	jassa
	Laevicardium crassum
Lanice conchilega	
Mimachlamys varia	

Groupe trophique	Espèce
Macrofaune benthique suspensivore	Moerella donacina
	Moule (bivalve)
	Owenia fusiformis
	Pecten maximus
	Phaxas pellucidus
	Phoronidien
	Phoronis
	Phoronis psammophila
	Photis longicaudata
	Pisidia longicornis
	Sabella pavonina
	Sabellaria
	Sabellaria spinulosa
	Sabellidae
	Serpulidae
	Spongiaire
Timoclea ovata	
Macrofaune benthique dépositivore de surface	Abludomelita gladiosa
	Abludomelita obtusata
	Abra alba
	Abra prismatica
	Ampharete baltica
	Amphicteis gunneri
	Amphipholis squamata
	Ampithoe rubricata
	Apseudopsis latreillii
	Calliostoma zizyphinum
	Cheirocratus intermedius
	corophium
	Cumacés
	Dipolydora
	dynamene
	Erichthonius punctatus
	Eudorella truncatula
	Galathea intermedia
	Gammarella fusicola
	holothuria
	Iphinoe Cumace
	isopode
	Kirkegaardia dorsobranchialis
	Magelona
	Magelona mirabilis
	Malacoceros girardi
	Melinna palmata
	mellitidae
	Monoculodes carinatus
	Nebalia
	Perioculodes longimanus

Groupe trophique	Espèce
Macrofaune benthique dépositore de surface	Phtisica marina
	Pinnotheridae
	Polycirrus
	polydora
	Prionospio sp
	Pseudopolydora
	Pygospio elegans
	Scolelepis sp
	Scoloplos armiger
	Spionidae
	syllidae
	Synchelidium maculatum
	Tanaidacea
	Tanais dulongii
	Terebellidae
	Terebellides stroemii
	Urothoe
	Urothoe elegans
	Urothoe poseidonis
	Amphipode
	Aricia
	Bathyporeia
	Bathyporeia elegans
	Bathyporeia tenuipes
	Bivalve (autre que moule)
	Capitella capitata
	capitellidae
	Cauleriella alata
	Chaetozone christei
	Chaetozone gibber
	cirratulidae
	Cirratulus cirratus
Cirriformia tentaculata	
Macrofaune benthique dépositore de sub-surface	Echinidés juvéniles
	Echinocardium
	Heteromastus filiformis
	Hippomedon denticulatus
	Janira maculosa
	Lucinoma borealis
	Maera grossimana
	Maldanidae
	Metaphoxus fultoni
	Myrtea spinifera
	Notomastus
	Notomastus latericeus
	Siponculidae
	Spio
	Spio decoratus
	Spiophanes kroyeri
	Thyasira flexuosa

Groupe trophique	Espèce
Macrofaune benthique brouteuse	amphipode 2
	Caprellidae 2
	chiton
	Rissoa parva
Macro-algue	Phaeophyceae
	Rhodophyceae
	Ulvophyceae

7. Annexe 7 : Valeurs des variables pour chaque site d'étude

(E. pour Etretat, CHE. pour Cherbourg, O. pour Oléron, CRO. pour Croisic, CAP. pour Capbreton, G. pour Gruissan, A. pour Agde, CAR. pour Carry-le-Rouet, M. pour Marseille et V. pour Vallauris

Sources : (Bernard *et al.*, 1999; Charbonnel *et al.*, 1999, 2001; Guichard, 1999; DDTM 11, 2002; Bornens *et al.*, 2004, 2006; Créocéan & P2A, 2006; Créocéan & Oeil d'Andromède, 2007; Bodilis *et al.*, 2008; DDTM 34, 2008; DDTM 76, 2008; Laborde, 2010; Charbonnel & Bachet, 2011; Blouet *et al.*, 2012, 2014; Dubreuil, 2013; PMCB, 2013; SINAY & IVAMER, 2013; Conseil Général Alpes Maritimes, 2014; Créocéan, 2014; Daniel *et al.*, 2014; Dubreuil *et al.*, 2014; Le Direach *et al.*, 2014; Astruch *et al.*, 2016; ALR, 2017; Chevallier & Leroy, 2017, 2019; Aubert *et al.*, 2020)

Variables	Indicateurs	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
A1	nombre de nœuds	5	20	14	53	75	3	72	60	76	89
A2	nombre d'acteurs clés	2	2	2	2	3	1	3	3	2	2
A2	famille d'acteur correspondant.	Etablissement public	Intercommunalité	Région	Association environnementale	Associations	Commune	commune	Etablissement public	Etablissement public	Commune
A3	nombre moyen de relations par acteur	1,33	2,7	1,86	3,17	3,59	1,33	5,3	5,93	5,18	5,36
A4	Closeness centrality	0,472	0,024	0,038	0,008	0,06	0,389	0,006	0,007	0,006	0,006
A4	nombre de relations d'information	0	8	1	36	42	0	74	69	70	70
A5	Importance de la ressource	forte	Moyen	forte	forte	forte	forte	forte	forte	forte	forte
SR1	localisation des sites	Manche	Manche	Atlantique	Atlantique	Atlantique	Méditerranée	Méditerranée	Méditerranée	Méditerranée	Méditerranée
SR2	nature et la durée de l'autorisation	CUDPM (30ans)	Concession en domaine portuaire	CUDPM (10ans)	CUDPM (7 ans)	CUDPM (30 ans)	CUDPM (30ans)	CUDPM (30ans)	CUDPM 30 ans	CUDPM (30ans)	CUDPM (15ans)
SR3	surface autorisée en m ²	250 000,00	4 647,09	500 000,00	250 000,00	160 000,00	480 000,00	6 150 000,00	850 000,00	2 000 000,00	500 000,00
SR3	Volume immergé en m ³	450	90	276	5742	830	9350	4500	1093	27300	8141
SR4	Indice de complexité	11,09	22,83	11,09	9	8,5	10,8	15	7,776	10,92	11,895
RU1	Nombre d'unité ressource	/	25	/	/	23	/	/	/	/	/
SG1	présence/absence de règles d'usages	N	Portuaire	Arrêté préfectoral	Arrêté préfectoral	Arrêté préfectoral	N	N	Cantonnement	Arrêté préfectoral	arrêté et cantonnement pêche
SG1	Présence/absence d'une gestion plus large	N	N	N	AMP	N	Natura 2000	Natura 2000	Parc marin	N	Natura 200
SG2	surface totale d'exercice de la gouvernance en m ²	250 000,00	15 000 000,00	750 000,00	250 000,00	480 000,00	720 000,00	20 000 000,00	98 730 000,00	2 000 000,00	1 250 000,00

Annexes

Variable	Indicateur	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
SG3	nature de ces organisations de gouvernance	Etablissement public	Intercommunalité	Organisme professionnelle	Organisme professionnelle	Intercommunalité	Commune	Commune	Intercommunalité	Commune	Département
SG3	Nombre d'organisations ayant un pouvoir de contrôle	0	1	0	0	1	0	2	3	3	2
SG3	Nombre d'organisations financeuses	0	2	1	6	5	1	7	7	4	2
SG4	Nombre de relation de concertation	2	2	0	17	14	0	34	34	35	35
SG4	accès autorisé (O/N)	N	N	N	N	N	O	N	N	N	N
SG4	cantonement de pêche -pêche interdite(O/N)	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
SG4	cantonement de pêche -certaine pêche interdite(O/N)	O	N	N	N	N	N	N	O	N	O
SG4	interdiction totale (O/N)	N	O	O	O	O	N	N	O	O	O
SG5	forme du réseau	planaire	planaire	planaire	complexe	complexe	planaire	complexe	complexe	complexe	complexe
SG5	densité	0,266	0,136	0,143	0,059	0,056	0,666	0,074	0,099	0,068	0,074
SG5	cluster	Rien	Rien	Rien	Rien	Clique 4	rien	Clique 5	Clique 5	Clique 5	Clique 5
SG6	Suivi social (O/N)	N	N	N	N	N	N	N	O	N	N
SG6	Surveillance (O/N)	N	N	N	N	N	N	NA	O	O	O
SG7	Sanction (O/N)	N	N	O	O	O	N	O	O	O	O
I1	pêche, plongée (O/N)	O	O	N	N	N	O	O	N	N	N
I2	rapport, communication (O/N)	N	O	N	O	O	N	O	O	O	N
I3	Conflit (O/N)	N	N	O	N	N	N	N	N	O	O
I4	nombre de relations	20	50	0	45	45	20	105	45	65	25
I5	Evaluation biologique (O/N)	O	O	N	O	O	N	O	O	O	O

Annexes

Variabes	Indicateurs	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
I5	fréquence du suivi biologique	annuel	annuel	ponctuel	annuel	annuel	ponctuel	5ans	10 ans	5ans	10ans
R1 avant implantation	Espèces envahissantes	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
	Niveau de connectivité	0,5	1	1	1	1	0,5	1	1	1	1
	zone de frayère	0	0	0,5	0,5	0	0	0,5	0,5	0,5	0,5
	zone d'alimentation	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Zone de repos, refuge, migratoire	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0	1
	Pérennité des structures	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Etat des données de biodiversité	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0,5
Croissance biologique	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
R1 après implantation	Espèces envahissantes	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Niveau de connectivité	0,5	1	1	1	0,5	0	1	1	1	1
	zone de frayère	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0,5
	zone d'alimentation	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Zone de repos, refuge, migratoire	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Pérennité des structures	1	1	0,5	0,5	1	0,5	0,5	1	1	0,5
	Etat des données de biodiversité	0,5	1	0,5	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Croissance biologique	0,5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Annexes

Variables	Indicateurs	E.	CHE.	CRO.	O.	CAP.	G.	A.	CAR.	M.	V.
R2 avant implantation	Fonction économique	0,5	0	1	1	1	0,5	1	0,5	0,5	0,5
	Fonction de sécurité	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fonction culturelle	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0
	Fonction relationnelle	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0,5
	Fonction scientifique	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5
	Présence d'un animateur de gestion	1	1	1	1	1	0,5	0,5	1	1	1
	Etat des données des acteurs	0,5	0	1	1	0,5	0	0	1	1	0
R2 après implantation	Croissance du nombre d'acteur impliqués	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Fonction économique	0	0	1	0	0	1	0,5	0	0	0
	Fonction de sécurité	0	0	1	0	0,5	1	1	1	0	0
	Fonction culturelle	0	0,5	0	0,5	1	0	1	1	1	0,5
	Fonction relationnelle	0	1	1	1	0,5	0	0,5	0,5	0,5	0,5
	Fonction scientifique	0,5	1	1	1	1	0	0,5	0,5	1	0,5
	Présence d'un animateur de gestion	0	1	0	1	1	0,5	1	1	1	1
Etat des données des acteurs	0	0	0	1	0,5	0	0,5	1	1	0	
Croissance du nombre d'acteur impliqués	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	

Résumé vulgarisé

Les récifs artificiels (RA) sont des outils d'aménagement des zones côtières, volontairement immergées par l'homme dans le but de protéger, produire (augmenter ou régénérer) ou concentrer les ressources marines. Ils sont employés à travers le monde dans le cadre de politiques publiques de soutien à la pêche (objectif de production et de protection), restauration des écosystèmes (objectif éco-fonctionnel) ou de développement des activités économiques de loisirs (objectif récréatif). Cependant, bien que certaines études aient montré l'effet direct des récifs sur l'augmentation de la production de ressource halieutique, l'évaluation de leurs performances socio-écologiques reste rare ou partielle.

En s'appuyant sur le cadre d'analyse des socio-écosystèmes et en utilisant des méthodologies issues des sciences humaines et de l'écologie, nous proposons une approche socio-écologique d'évaluation de la performance des RA en réponse aux lacunes identifiées.

A partir de dix cas d'étude de RA, répartis sur les trois façades maritimes de France métropolitaine, la performance des RA a été évaluée dans le but de fournir un tableau de bord opérationnel pour les décideurs des politiques publiques d'aménagement et les gestionnaires des fonds marins côtiers et d'assurer une gestion durable des ressources et de la biodiversité à l'échelle des territoires.

Short Abstract

Artificial Reefs (ARs) are coastal management tools, voluntarily deployed by humans in order to protect, produce (either increasing or regenerating) or concentrate marine resources. Worldwide, ARs were originally used for fishery purposes (production and protection). However, for nearly a decade, they have also been used for ecological engineering in order to restore specific habitat functionalities (eco-functional) or to develop economic leisure activities (recreational).

However, despite worldwide deployment of ARs and increasing research on their design and management, the understanding of their performance still remains a point of interest for scientists and managers.

In order to address these gaps, we suggest a socio-ecological approach to assess the ARs performance based on a socio-ecosystem analysis framework and using methodologies from human sciences and ecology.

Based on ten case studies of ARs distributed over three of the French coastal territories, ARs performance was assessed, in response to the need of sustainable resource and biodiversity management at the territorial scale and with the aim of providing an operational tool in management for policy makers and coastal managers.