



Restauration des écosystèmes de mangroves : évaluation et amélioration des pratiques à travers une étude comparative de projets à l'échelle mondiale

Lisa Macera

► To cite this version:

Lisa Macera. Restauration des écosystèmes de mangroves : évaluation et amélioration des pratiques à travers une étude comparative de projets à l'échelle mondiale. Géographie. Université Côte d'Azur, 2024. Français. NNT : 2024COAZ2015 . tel-04652570

HAL Id: tel-04652570

<https://theses.hal.science/tel-04652570v1>

Submitted on 18 Jul 2024

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 DE DOCTORAT

Restauration des écosystèmes de mangroves : évaluation et amélioration des pratiques à travers une étude comparative de projets à l'échelle mondiale

Lisa MACERA

Laboratoire ESPACE

Présentée en vue de l'obtention
du grade de docteur en géographie
de l'Université Côte d'Azur
Dirigée par : Julien Andrieu
Co-encadrée par : Sylvain Pioch
Soutenue le : 22/05/2024

Devant le jury, composé de :

Laurent Godet, directeur de recherche, Université de Nantes
Valéry Gond, directeur de recherche, CIRAD
Claire Golléty, maîtresse de conférences, CUFR Mayotte
Marie-Christine Cormier-Salem, directrice de recherche, IRD
Sylvain Pioch, maître de conférences, Université Paul Valéry
Julien Andrieu, maître de conférences, Université Côte d'Azur

Restauration des écosystèmes de mangroves : évaluation et amélioration des pratiques à travers une étude comparative de projets à l'échelle mondiale

Jury :

Rapporteurs

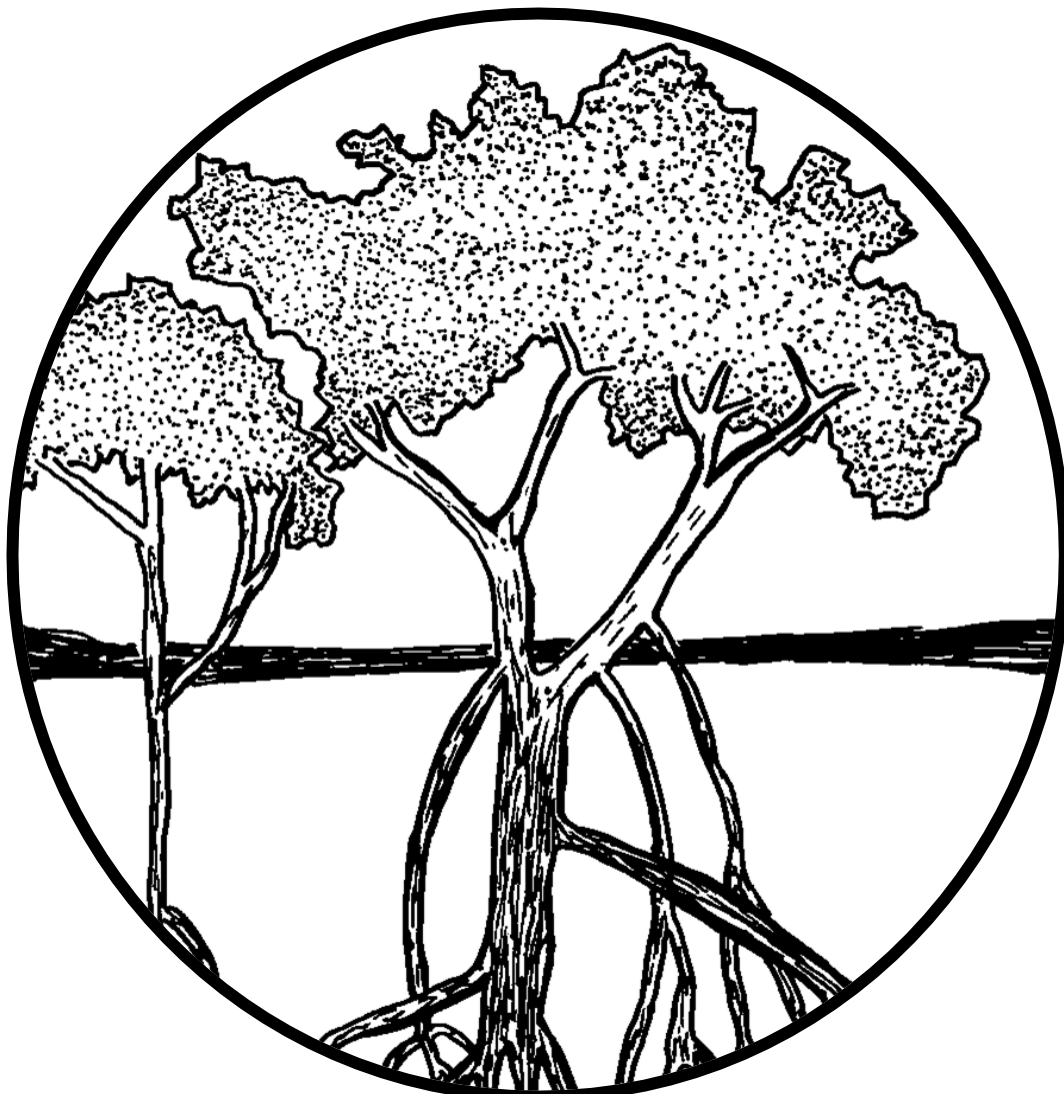
- **Laurent Godet** : directeur de Recherche au CNRS, UMR 6554 Littoral, Environnement, Télédétection, Géomatique (LETG) ; Université de Nantes.
- **Valéry Gond** : directeur de recherche au CIRAD ; UR Forêts et Sociétés (FS) ; Campus international de Baillarguet.

Examinatrices

- **Claire Golléty** : maitresse de conférences au CNRS ; UMR 9190 Biodiversité Marine, Exploitation et Conservation (MARBEC) ; Centre Universitaire de Formation et de Recherche de Mayotte (CUFR).
- **Marie-Christine Cormier-Salem** (présidente du jury) : directrice de recherche à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) et au Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) ; UMR 208 Patrimoines locaux, Environnement et Globalisation (PALOC) ; MNHN.

“La nature façonne sans cesse de nouvelles formes : ce qui est, n'a jamais été ; ce qui a été,
ne reviendra jamais.”

Johann Wolfgang von Goethe, 1783.



© Lisa Macera

Résumé

Les mangroves sont des socio-écosystèmes côtiers uniques qui se situent au niveau des zones tropicales et subtropicales mondiales. Elles subissent des dégradations anthropiques et naturelles compromettant à la fois leurs fonctionnalités écologiques et leurs nombreuses contributions aux sociétés humaines. Face à ce constat, de nombreux projets de restauration des mangroves ont vu le jour. Cependant, sur le long terme, un grand nombre de ces initiatives a échoué, mettant en lumière un manque de compréhension de l'écosystème et de sa relation avec les sociétés humaines.

Dans ce cadre, cette thèse a pour objectif principal de répondre à la problématique suivante : **Comment améliorer l'efficacité des projets de restauration écologique des mangroves ?** Trois objectifs de recherche ont émergé pour y répondre : (i) évaluer l'efficacité des projets de restauration pour la nature et la société (ii) identifier les lacunes conduisant aux mauvaises pratiques , et enfin (ii) proposer des solutions pour améliorer les projets. Pour atteindre ces objectifs, une analyse géographique des projets de restauration à l'échelle mondiale a été entreprise, examinant chacune des grandes phases d'un projet de restauration des mangroves : la conception du projet, la mise en œuvre des mesures de restauration et le suivi du projet.

Dans la phase de conception, une des lacunes majeures identifiées est le manque de méthodes d'évaluation standardisées de l'état pré restauration du site accessibles aux gestionnaires. Afin de répondre à ce besoin, les bases de l'outil d'évaluation rapide RAM MANGROVES ont été développées. Une analyse bibliographique, couplée à des entretiens semi-directifs avec des experts de ces écosystèmes et étayée d'un test sur le terrain a permis d'aboutir à une méthode constituée de 16 descripteurs écologiques et socio-économiques, ainsi que d'un protocole de terrain standardisé.

Dans la phase de mise en œuvre, un état de l'art des mesures de restauration et une synthèse des recommandations scientifiques afin de les améliorer ont été réalisés. Pour ce faire, une analyse comparative des projets de restauration à l'échelle mondiale et l'étude approfondie d'un cas particulier aux Philippines ont été réalisés. Ces travaux ont mis en évidence l'importance cruciale d'une approche systémique intégrant des aspects écologiques, sociaux et économiques pour maximiser les chances de réussite d'un projet de restauration. Ils ont également confirmé un point essentiel : la réhabilitation des conditions propices au développement des mangroves doit être pensée en première intention, la

restauration par replantation ne doit être envisagée que si les conditions environnementales favorables au maintien et au développement de la mangrove ont déjà été réhabilitées, ou n'ont pas été dégradées. Ce travail a également mis en lumière que la plupart des recommandations scientifiques ne sont pas respectées dans beaucoup de projets de restauration des mangroves.

Enfin, dans la phase de suivi, un manque important d'évaluation des projets a été identifié. Pour encourager les porteurs de projets à réaliser cette étape cruciale, une approche par télédétection à haute résolution est proposée. Cette approche a été utilisée afin d'évaluer l'évolution du couvert végétal de six sites de restauration au Costa Rica, au Sénégal, au Bénin et aux Philippines. Cette analyse utilise des images Landsat et Sentinel, toutes gratuites et libres de droits, garantissant ainsi la répliquabilité de la méthode. Une analyse à multiples échelles spatiales et temporelles a été réalisée afin de garantir la robustesse des interprétations. Les résultats ont révélé une grande précision de la cartographie, avec un indice de Kappa moyen de 0,95, confirmant la fiabilité de cette approche.

En synthèse, l'efficacité des projets de restauration des mangroves se révèle étroitement liée à la qualité de la conception du projet, à la pertinence des mesures de restauration sélectionnées, à l'engagement actif des communautés locales et à l'utilisation d'outil de suivi approprié. À travers les différentes phases des projets de restauration, des lacunes ont été identifiées et des solutions ont été proposées pour améliorer leur efficacité globale.

Mots clés : Restauration des mangroves, méthode d'évaluation rapide, télédétection, système socio-écologique, suivi écologique.

Abstract

Mangroves are unique coastal social-ecosystems situated in tropical and subtropical regions worldwide. They undergo degradation, compromising both their ecological functionalities and their numerous contributions to human societies. Faced with this observation, numerous mangrove restoration projects have been initiated. However, in the long term, a significant number of these initiatives have failed, highlighting a lack of understanding of the ecosystem and its relationship with human societies.

In this context, the primary objective of this thesis is to address the following issue: **How to improve the effectiveness of ecological restoration projects for mangroves?** Three research objectives have emerged to address this question: (i) assess the effectiveness of restoration projects for nature and society, (ii) identify gaps leading to poor practices, and finally, (iii) propose solutions to enhance future projects. To achieve these objectives, a comprehensive geographic analysis of restoration projects on a global scale has been undertaken, examining each major phase of a mangrove restoration project: project conception, implementation of restoration measures, and project monitoring.

In the conception phase, one major identified gap is the lack of standardized evaluation methods for the initial state of the restoration site, accessible to managers. To address this need, the basis of the Rapid Assessment Method for Mangroves (RAM MANGROVES) tool was developed. A bibliographic analysis, coupled with semi-structured interviews with experts in these ecosystems, supported by field testing, resulted in a method consisting of 16 ecological and socio-economic descriptors, along with a standardized field protocol.

In the implementation phase, an overview of restoration measures and a synthesis of scientific recommendations to improve them have been conducted. To achieve this, a comparative analysis of restoration projects on a global scale and an in-depth study of a specific case in the Philippines were carried out. These analyses highlighted the crucial importance of a systemic approach, integrating ecological, social, and economic aspects to maximize the chances of success. They also confirmed a fundamental point: the rehabilitation of conditions conducive to mangrove development should be considered initially, and replantation restoration should only be envisaged if conditions have already

been rehabilitated or not degraded. This work has also highlighted the fact that most scientific recommendations are not respected in many mangrove restoration projects.

Finally, in the monitoring phase, a significant lack of project evaluation was identified. To encourage project managers to undertake this crucial step, a high-resolution remote sensing approach is proposed. This approach was used to assess the evolution of mangrove cover at six restoration sites in Costa Rica, Senegal, Benin, and the Philippines. This analysis utilizes Landsat and Sentinel images, all free and royalty-free, ensuring the replicability of the method. A multi-scale spatial and multi-temporal analysis was conducted to ensure the robustness of interpretations. The results revealed high precision in mapping, with an average Kappa index of 0.95, confirming the reliability of this approach.

In summary, the effectiveness of mangrove restoration projects is closely linked to the quality of project conception, the relevance of selected restoration measures, active engagement of local communities, and the use of appropriate evaluation tools. Throughout the various phases of restoration projects, gaps have been identified, and concrete solutions have been proposed to enhance their overall effectiveness.

Keywords: Mangrove restoration, rapid assessment method, remote sensing, social-ecological system, ecological monitoring.

Remerciements

Dans un premier temps je tiens à remercier le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM), partenaire et co-financeur du projet de recherche, et tout spécialement Janique Etienne et Catherine Gabrié pour leur générosité et leur gentillesse.

Dans un second temps, je tiens à remercier l'ensemble des membres du jury : Valéry Gond, Laurent Godet, Claire Golléty et Marie-Christine Cormier-Salem pour l'intérêt que vous avez bien voulu porter à mon travail en acceptant de faire partie de ce jury.

Je tiens également à remercier ma grande équipe encadrante qui a rendu cette thèse possible :

Julien Andrieu, directeur de thèse, pour sa pédagogie sans faille, sa patience, son dévouement et sa réactivité malgré la distance, je ne te remercierai jamais assez pour ce que tu m'as appris. J'espère continuer longtemps à travailler avec toi.

Sylvain Pioch, co-directeur de thèse, merci pour toutes nos discussions et pour tout ce que tu m'as apporté humainement et scientifiquement, je suis fière d'avoir pu collaborer avec un chercheur innovant et humain.

Olivier Le Brun, pour ta gentillesse, tes conseils avisés et ton accompagnement de chaque jour, je t'adresse un grand merci. De la même façon, j'espère travailler avec toi encore longtemps.

Je tiens également à remercier les personnes suivantes :

Élina Delord, chef de projet à Créocéan, un grand merci pour m'avoir accompagné que ce soit sur le terrain ou au bureau.

Éric Dutrieux, directeur général délégué à l'international chez Créocéan, tu as été une grande source d'inspiration et d'aide, j'ai beaucoup d'admiration pour toi et ta carrière.

Pauline Del Ben, stagiaire chez Créocéan en 2022, merci pour ton aide dans la réalisation de la base de données, qui a grandement contribué à ces travaux de thèse.

Je remercie également l'ensemble du personnel de Créocéan qui m'a assisté au quotidien et répondu à mes interrogations tout au long de ce travail de thèse.

Je remercie également Awa Rane Ndoeye, étudiante en thèse à l'université de Dakar (Sénégal), pour la collaboration enrichissante entre nos thèses et son accompagnement sur le terrain. Ainsi que Issa Sakho, maître de conférences en géosciences à Dakar pour son aide sur certaines problématiques de recherche. Je tiens également à remercier Safietou Soumare, étudiante en thèse à l'école polytechnique de Dakar pour l'accompagnement sur le terrain et ses conseils avisés. Je remercie également Jean Goepp et toute l'équipe de Nebeday, qui m'ont apporté leur aide logistique lors des missions de terrain au Sénégal.

Je remercie Ebenezer Houndjinou, coordinateur de l'ONG CORDE (Bénin), pour l'organisation de la mission de terrain au Bénin, ainsi que pour son accompagnement constant assurant le bon déroulement de la mission. Je lui exprime également ma gratitude pour nos discussions enrichissantes et son aide scientifique précieuse.

Je remercie également Claudia Maricusa Agraz-Hernandez professeur titulaire de l'institut EPOMEX (*Laboratoire des zones humides côtières*) de l'université autonome de Campeche (Mexique) pour son aide et ses précieux conseils sur la restauration des mangroves du Costa Rica.

Enfin, je tiens à adresser un énorme merci à ma famille : à ma merveilleuse maman sans qui je n'aurais jamais réalisé tout cela, à ma petite sœur Angéline, mon petit soleil, à ma grande sœur Coralie qui m'a tant apporté tout au long de cette thèse, mais également à mes grands parents, qui me soutiennent depuis le début de ma carrière.

Je remercie également ma grande famille de cœur, mes amis, les garants de mon bonheur, qui m'ont permis de toujours garder le sourire même dans les moments les plus difficiles et qui m'ont apporté des quantités indécentes de paillettes dans ma vie : Adrian, Mathias, Lucie, Kit, Mélu, Jojo, Louis, Martin, Micka, Dujé, Kenny, Cyane, Jerem, Manon, Thibault, Bertille, Mathieu, Adina, Emeline, Lionel, Kenny, Maeva, Laura, Olivia, Axel, Aurore, Guillaume, Mag, Romain, Sylvette, Sandrine, Valérie, Ghislaine, etc.

Enfin, je remercie Marion, celle qui fait battre mon cœur depuis un long moment, et qui m'a épaulé et relevé à chaque fois que j'avais perdu mon courage et ma motivation.

Cette thèse vous est dédiée.

Production scientifique

Articles

Macera et al. (Accepté). **Monitoring mangrove restoration projects in Senegal, Benin, Costa Rica, and Philippines using remote sensing**. Dynamiques Environnementales.

Macera et al. (Publié). **Restoration of mangrove ecosystems: Evaluating ecological, social, and economic Integration for project success - A case study in the Philippines**. Environment & Ecosystem Science, 8(2): 72-81.

Macera et al. (En préparation). **Rapid Assessment Method for evaluating the statement of mangrove Social-Ecological Systems: a case study in the Saloum Delta, Senegal**.

Colloques – Communications orales

Présentation des travaux de thèse : « Restauration des écosystèmes de mangroves : évaluation et amélioration des pratiques à travers une étude comparative de projets à l'échelle mondiale » **Congrès mondial de l'UICN**, 5 septembre 2021, Marseille, France.

Présentation des travaux de thèse : « Restauration des écosystèmes de mangroves : évaluation et amélioration des pratiques à travers une étude comparative de projets à l'échelle mondiale. », **Capitalisation des savoirs du FFEM**, 16 novembre 2021, Paris, France.

« Le suivi des projets de restauration des mangroves en Afrique de l'Ouest grâce à la télédétection à haute résolution », **Forum régional et côtier du PRCM**, 30 mars 2022, Saly Portudal, Sénégal.

Présentation des travaux de thèse : « Restauration des écosystèmes de mangroves : évaluation et amélioration des pratiques à travers une étude comparative de projets à l'échelle mondiale », **Rencontre entre doctorants du laboratoire ESPACE**, 12 janvier 2023, Nice, France.

Présentation de la méthode RAM-MANGROVES, **Comité de suivi mangroves du Conservatoire du Littoral de Mayotte**, 29 septembre 2023, Mayotte, France (Distanciel).

Guide méthodologique

Agraz Hernandez, Andrieu, Cormier-Salem, Etienne, Gabrié, Houdjinou, Macera, Ndoyeawarane, Prosperi, Sakho. **Guide sur la restauration des mangroves**, Initiatives Mangroves, Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM). Publié. <https://www.ffem.fr/fr/ressources/guide-methodologique-pour-la-restauration-des-mangroves>

Poster

« How to improve mangrove restoration projects ? », **Conférence Européenne d'Écologie Tropicale**, 8 juin 2022, Montpellier, France.

Enseignement

L1 géographie, **ECUE Biogéographie**, 2022, 27 heures. Université Côte d'Azur, Campus Carlone, Nice.

Lexique

- **Afforestation** : Replantation d'une forêt de mangrove dans une zone où il n'y en avait pas eu récemment ; cela comprend la plantation sur des bancs de sédiments nouvellement déposés ou sur des espaces intertidaux nouvellement formés, précédemment terrestres
- **Eau interstitielle** : Eau contenue dans les cavités et interstices d'un milieu poreux.
- **Évaluation des projets de restauration** : L'évaluation consiste à analyser et à évaluer l'efficacité, l'efficience et les impacts du projet sur l'écosystème. Elle vise à déterminer dans quelle mesure les objectifs de la restauration ont été atteints. L'évaluation permet également d'évaluer les bénéfices socio-économiques, les résultats à long terme et la durabilité du projet. L'évaluation d'un projet de restauration écologique fournit des informations cruciales pour améliorer les approches de restauration et maximiser les bénéfices environnementaux et socio-économiques à long terme (UICN, 2016).
- **Maintenance des projets de restauration** : Actions entreprises pour assurer l'entretien et la gestion à long terme des sites restaurés afin de garantir la réussite continue de la restauration écologique. Elle vise à maintenir les conditions favorables à la croissance et à la survie des mangroves restaurées, ainsi qu'à maximiser les bénéfices environnementaux et socio-économiques associés (Dupouy, 2019).
- **Reforestation** : Rétablissement du couvert forestier à la suite de pertes de zones forestières, qu'elles soient dues à la dégradation de l'habitat par l'être humain ou à des processus naturels. Elle comprend à la fois la replantation et la réhabilitation.

- **Réfractomètre** : Un réfractomètre est un appareil de laboratoire ou de terrain permettant de mesurer un indice de réfraction. L'indice de réfraction est calculé à partir de l'angle de réfraction observé. L'indice de réfraction est directement proportionnel à la salinité d'un liquide.
- **Régénération naturelle** : Processus de rétablissement de l'état antérieur d'un écosystème sans aucune intervention humaine (Zimmer et al., 2022).
- **Réhabilitation** : Tenter de rétablir les conditions et les processus écologiques ou socio-économique d'un écosystème dégradé afin d'amorcer une trajectoire vers le rétablissement de conditions proches des conditions antérieures (Zimmer et al., 2022).
- **Replantation** : Prélèvement de propagules végétales ou de semis dans une autre zone pour augmenter artificiellement la couverture végétale.
- **Restauration active** : Toutes actions directes sur l'écosystème qui visent à réhabiliter et à terme de restaurer un écosystème. Cela prend en compte la replantation, mais également les travaux pour rétablir les connexions hydrauliques, la construction d'infrastructures visant à diminuer l'énergie des vagues et de la houle, etc.
- **Restauration passive** ou proactive : Toutes actions indirectes sur l'écosystème qui visent à réhabiliter et à terme de restaurer un écosystème. Cela prend en compte l'arrêt des pressions anthropiques via la sensibilisation des populations, la mise en place de zone protégée, etc.
- **Séquence « Éviter, Réduire et Compenser » (ERC)** : La séquence ERC a été introduite en France par la loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature. Elle a été complétée par la loi portant sur les objectifs du Grenelle de l'environnement du 3 août 2009 et par la loi portant sur la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement du 12 juillet 2010. La loi pour la

reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages du 8 août 2016 a, quant à elle, consolidé le dispositif. Ainsi, tout projet, plan ou programme soumis à évaluation environnementale ou tout projet soumis à diverses procédures relevant du code de l'environnement doit respecter le schéma suivant, dans l'ordre : éviter les atteintes à l'environnement ; réduire ces atteintes, dans le cas où elles n'ont pu être suffisamment évitées ; compenser ces atteintes dans le cas où elles n'ont pu être suffisamment évitées et réduites et s'il reste un impact résiduel notable. L'objectif est d'éviter une perte nette de biodiversité, voire de tendre vers un gain de biodiversité.

- **Solutions fondées sur la nature** : Les actions visant à contrecarrer les effets ou les changements environnementaux par l'utilisation d'écosystèmes naturels ou modifiés qui à la fois répondent efficacement et de manière adaptative aux défis sociétaux et offrent des avantages indirects à l'humanité en plus des objectifs directement visés. (Zimmer et al., 2022).
- **Tidal** : Désignant ce qui est relatif à la marée.

Liste des acronymes

Acronymes	Signification
AFP	Agence France Presse
CIFRE	Convention industrielle de formation par la recherche
EMR	Ecological Mangrove Restoration
ERC	Éviter, Réduire, Compenser
Ha	Hectare
Km	Kilomètre
FAO	Food and Agriculture Organization (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture)
HDR	Habilitation à Diriger des Recherches
IFRECOR	Initiative Française pour Les REcifs CORalliens
LAGAM (laboratoire)	Laboratoire de Géographie et d'Aménagement (Montpellier)
LIDAR	Laser Imaging Detection And Ranging
NEP	Note d'Engagement de Projet
ONG	Organisation Non Gouvernementale
ONU	Organisation des Nations Unies
ppt	Part per trillion (partie par billion)
RAM	Rapid Assessment Method
REDD+	Réduction des Émissions provenant de la Déforestation et de la Dégradation des forêts
SER	Society for Ecological Restoration
SES (cadre)	Socio-Eco-Système
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UNEP	United Nations Environment Programme
UNESCO	L'Organisation des Nations unies pour l'Éducation, la Science et la Culture
WWF	World Wildlife Fund

TABLE DES MATIÈRES

RESUME.....	4
ABSTRACT	6
REMERCIEMENTS.....	8
PRODUCTION SCIENTIFIQUE	10
LEXIQUE.....	12
LISTE DES ACRONYMES	15
TABLE DES ILLUSTRATIONS.....	21
Liste des tableaux.....	21
Liste des figures.....	22
INTRODUCTION	25
CHAPITRE 1 : CONTEXTE, CONCEPTS ET TERRAIN	34
1. CONTEXTE GÉNÉRAL SUR LES MANGROVES	34
1.1. Définitions et taxonomie	34
1.2. Distribution biogéographique des mangroves	36
1.3. Biologie des palétuviers	37
1.3.1. Morphologie	37
1.3.2. Physiologie	38
1.4. Reproduction et dispersion	40
1.5. Écologie	41
1.5.1. Hydropériode et salinité	41
1.5.2. Type de substrats et degrés d'exposition à la houle.....	45
1.5.3. Zonation des palétuviers.....	46
1.6. Contributions des mangroves aux sociétés humaines	48
1.6.1. Contributions de régulation.....	48
1.6.2. Contributions matérielles	54
1.6.3. Contributions immatérielles	60
1.7. Facteurs de régression des mangroves	62
1.7.1. Aquaculture et agriculture.....	62
1.7.2. Régression naturelle des mangroves	64
1.7.3. Urbanisation	65
	16

1.7.4.	Pollution.....	66
1.7.5.	Déforestation par exploitation du bois de palétuviers	67
1.7.6.	Catastrophes naturelles.....	68
2.	LA RESTAURATION DES MANGROVES : UN CONSTAT D'ÉCHEC MONDIAL.....	69
2.1.	Définitions de la restauration	69
2.2.	Restauration active et passive	70
2.3.	Projets de restauration des mangroves	70
2.4.	L'échec des projets de restauration des mangroves	72
3.	PRÉSENTATION DU CADRE CONCEPTUEL DES TRAVAUX DE THÈSE	74
3.1.	Choix du cadre conceptuel	74
3.2.	Introduction au cadre conceptuel d'Ostrom	75
3.3.	Application du cadre conceptuel d'Ostrom à la restauration des mangroves	76
4.	PRINCIPAUX SITES GÉOGRAPHIQUES D'ÉTUDES.....	80
4.1.	Le Sénégal	82
4.1.1.	Caractéristiques générales des mangroves du Sénégal.....	82
4.1.2.	Importance socio-économique des mangroves sénégalaises.....	84
4.1.3.	Facteurs de changement environnemental et socio-économique sur les mangroves sénégalaises.....	85
4.1.4.	Spécificité des sites de restauration	87
4.2.	Le Bénin	88
4.2.1.	Caractéristiques générales des mangroves du Bénin	88
4.2.2.	Importance socio-économique des mangroves béninoises.....	90
4.2.3.	Facteurs de changement environnemental et socio-économique sur les mangroves béninoises	91
4.2.4.	Spécificité du site de restauration	93
4.3.	Le Costa Rica	94
4.3.1.	Caractéristiques générales des mangroves du Costa Rica	95
4.3.2.	Importance socio-économique des mangroves au Costa Rica	95
4.3.3.	Facteurs de changement environnemental et socio-économique sur les mangroves du Costa Rica	96
4.3.4.	Spécificité des sites de restauration	98
4.4.	Les Philippines	100
4.4.1.	Caractéristiques générales des mangroves des Philippines	101
4.4.2.	Importance socio-économique des mangroves aux Philippines.....	103
4.4.3.	Facteurs de changements environnementaux et socio-économiques des mangroves aux Philippines	104
4.4.4.	Spécificité des sites de restauration	105
4.5.	Synthèse des sites géographiques d'étude	106
	CHAPITRE 2 : CONCEPTION DES PROJETS DE RESTAURATION DES MANGROVES.....	108
1.	CONSTRUCTION D'UNE BASE DE DONNÉES DES PROJETS DE RESTAURATION DES MANGROVES	110
2.	ÉTAT DE L'ART.....	115
2.1.	La définition des objectifs d'un projet de restauration des mangroves	115

2.2.	La sélection du site de restauration	118
2.3.	Cartographie des acteurs du projet	119
2.4.	Le diagnostic de l'état initial de la zone ciblée pour la restauration	123
2.5.	Les lacunes identifiées de la phase de conception des projets de restauration	124
3.	DEFINITION D'UNE METHODE D'ÉVALUATION RAPIDE DE L'ÉTAT DES MANGROVES : L'OUTIL RAM-MANGROVES.....	128
3.2.	Matériel et méthode	131
3.2.1.	Fondements scientifiques et opérationnels	131
3.2.2.	Construction de la méthode	135
3.2.3.	Définition d'un protocole de terrain standardisé	148
3.3.	Résultats issus des expérimentations de terrain	153
3.3.1.	Protocole de terrain standardisé	153
3.3.3.	Résultats de l'évaluation de l'état des mangroves de Toubakouta	157
3.4.	Discussion	158
3.4.1.	Faciliter la diffusion et l'implémentation de la méthode	158
3.4.2.	Limites liées au travail de terrain dans les mangroves	159
3.4.3.	Limites dues à l'utilisation des RAM	160
3.4.4.	Validation de la méthode.....	162
3.4.5.	Analyse critique des indicateurs sélectionnés	167
4.	CONCLUSIONS DU CHAPITRE 2.....	184
	CHAPITRE 3 : MISE EN ŒUVRE DES MESURES DE RESTAURATION ÉCOLOGIQUE.....	186
1.	ÉTAT DE L'ART.....	187
1.1.	Les stratégies de restauration	187
1.1.1.	La replantation.....	187
1.1.2.	La réhabilitation	191
1.1.3.	L'implication des communautés locales dans la réalisation de la restauration.....	194
1.1.4.	La taille du site de restauration	195
1.1.5.	Conclusion sur les stratégies de restauration	199
1.2.	Confrontations avec les recommandations scientifiques	200
1.2.1.	Replantation ou réhabilitation ?	200
1.2.2.	Recommandations pour le volet socio-économique de la restauration.....	202
1.3.	Synthèse	203
2.	UN PROJET SYSTÉMIQUE DE RESTAURATION DES MANGROVES : LE CAS D'ÉTUDE AUX PHILIPPINES ..	206
2.1.	Mise en contexte	206
2.1.1.	Zone d'étude.....	206
2.1.2.	Objectif des actions de restauration entreprises.....	207
2.1.1.	Répartition des acteurs.....	209
2.2.	Matériel et méthode	209
2.2.1.	Cadre socio-écologique.....	209
2.2.2.	Analyses d'images satellites.....	212
2.2.3.	Évaluation de la végétation et observation des sédiments	214
2.2.4.	Enquêtes et entretiens.....	214
2.3.	Résultats	215
		18

2.3.1.	Télédétection à haute résolution.....	215
2.3.2.	Observations sur le terrain	218
2.4.	Discussion	232
2.4.1.	Interprétation des résultats	232
2.4.2.	Limites.....	235
3.	CONCLUSION DU CHAPITRE 3	239
CHAPITRE 4 : SUIVI-EVALUATION DES PROJETS DE RESTAURATION DES MANGROVES		242
1.	ÉTAT DE L'ART.....	242
1.1.	Les méthodes de maintenance des sites restaurés	242
1.2.	Les méthodes d'évaluation des projets	243
1.2.1.	Les méthodes d'évaluation par télédétection	244
1.2.2.	Les méthodes d'évaluation sur le terrain	246
1.3.	Le manque d'évaluation dans les projets de restauration	248
1.4.	Synthèse	249
2.	ÉVALUATION DES PROJETS DE RESTAURATION DES MANGROVES À L'AIDE DE LA TÉLÉDÉTECTION À HAUTE RÉOLUTION : UN CAS D'ÉTUDE AU BÉNIN, SÉNÉGAL, COSTA RICA ET AUX PHILIPPINES.....	250
2.1.	Introduction et problématique	250
2.2.	Matériel et méthode	252
2.2.1.	Sites étudiés.....	252
2.2.2.	Images satellites.....	253
2.2.3.	Analyse par télédétection	255
2.3.	Résultats	261
2.3.1.	Précision de la cartographie	262
2.3.2.	Résultats de la cartographie	262
2.4.	Discussion & Conclusion	274
2.4.1.	Interprétation des résultats	274
2.4.2.	Utilisation de la télédétection à haute résolution pour évaluer les projets de restauration des mangroves	281
2.4.3.	Limites de l'étude.....	282
3.	CONCLUSION DU CHAPITRE 4	285
DISCUSSION ET CONCLUSION GÉNÉRALES.....		287
1.	RAPPEL DE LA PROBLÉMATIQUE	287
2.	SYNTHÈSE DES RÉSULTATS	287
3.	LES APPORTS ESSENTIELS DE NOTRE APPROCHE.....	294
4.	LIMITES DE L'ÉTUDE	295
4.1.	Un manque de données scientifiques	295
4.2.	Un écosystème très diversifié	296
4.3.	Une approche pragmatique	296
		19

4.4.	Les limites temporelles	297
5.	PERSPECTIVES	298
5.1.	Multiplier les retours d'expériences	298
5.2.	Continuer de développer la méthode RAM-MANGROVES	298
5.3.	Améliorer le suivi des projets de restauration	302
5.4.	Mieux intégrer les aspects socio-économiques dans les projets	303
5.5.	Évaluer les effets de la restauration sur les écosystèmes associés aux mangroves	304
6.	CONCLUSION GÉNÉRALE	305
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	307
	ANNEXE	346

Table des illustrations

Liste des tableaux

TABLEAU 1 : FAMILLES ET ESPECES DE PALETUVIERS PRESENTS AUX PHILIPPINES SELON PRIMAVERA ET AL. EN 2004 (J. PRIMAVERA ET AL., 2004).....	102
TABLEAU 2: GENRE ET NOMBRE D'ESPECES DE PALETUVIERS LES PLUS COMMUNS (HUTCHINGS & SAENGER, 1987 ; LUGO & SNEDAKER, 1974).....	35
TABLEAU 3 : CONTRIBUTION GLOBALE DES HABITATS COTIERS A LA SEQUESTRATION DE CARBONE DANS L'OCEAN COTIER MONDIAL (SOURCES : CAI, 2011 ; CHMURA ET AL., 2003 ; KENNEDY ET AL., 2010 ; MATSUI, 1998).....	51
TABLEAU 4 : REPARTITION DES PROJETS DE RESTAURATION AVANT 1999 ET APRES 1999 EN FONCTION DE LEUR OBJECTIF DE RESTAURATION PRINCIPAL	116
TABLEAU 5 : NOTES UTILISEES PAR LA RAM POUR DECRIRE L'ETAT DES MANGROVES	135
TABLEAU 6 : ATTRIBUTS, DESCRIPTEURS ET NOTES DE LA METHODE RAM MANGROVES	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
TABLEAU 7 : VALEURS BRUTES MOYENNES DE LA HAUTEUR DE LA CANOPEE, DE LA SALINITE ET DU PH POUR L'ENSEMBLE DES ZONES D'ETUDE.	153
TABLEAU 8 : NOTES DE LA METHODE RAM-MANGROVES OBTENUE POUR LE SITE DE TOUBAKOUTA AU SENEGAL. LES MOYENNES DES NOTES PAR DESCRIPTEUR CORRESPONDENT A LA MOYENNE DES 5 TRANSECTS (1 TRANSECT PAR ZONE).	157
TABLEAU 9 : ACTIONS DE RESTAURATION ENTREPRISE DANS CHAQUE SITE.	210
TABLEAU 10 : COMPOSANTES ET VARIABLES DE L'ECOSYSTEME DE MANGROVE SES DE LA MUNICIPALITE DE CONCEPCION, PHILIPPINES	211
TABLEAU 11 : TAUX DE RECOUVREMENT EN MANGROVES SUR 5 SITES DE LA COMMUNE DE CONCEPCION.....	216
TABLEAU 12 : RESULTATS DES OBSERVATIONS GEOMORPHOLOGIQUES LIEES AUX INFRASTRUCTURES GRISES.....	219
TABLEAU 13 : ESTIMATION DU NOMBRE DE PROPAGULES VIVANTES EN JUIN 2022	222
TABLEAU 14 : STATUT DES ACTIVITES GENERATRICES DE REVENUS (AGR) ALTERNATIVES EN JUIN 2022	232
TABLEAU 15 : NIVEAU DE REALISATION DES OBJECTIFS INITIAUX DU PROJET	233
TABLEAU 16 : AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES METHODES D'EVALUATION PAR TELEDETECTION	245
TABLEAU 17 : AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES METHODES D'EVALUATION SUR LE TERRAIN	247
TABLEAU 18 : INFORMATIONS SUR LES PROJETS DE RESTAURATION (WACA : WEST AFRICA COASTAL AREAS MANAGEMENT PROGRAM)	252
TABLEAU 19 : ACTIONS DE RESTAURATION ENTREPRISES POUR CHAQUE SITE.....	253
TABLEAU 20 : CARACTERISTIQUES DES IMAGES SATELLITES DES SITES DE RESTAURATION.	255
TABLEAU 21 : COEFFICIENTS KAPPA GLOBAUX POUR CHAQUE SITE DE RESTAURATION DES MANGROVES	262
TABLEAU 22 : CHANGEMENTS DANS LA COUVERTURE DE LA MANGROVE POUR LES SITES ANALYSES DANS CE RAPPORT.....	274

Liste des figures

FIGURE 1 : BIOGEOGRAPHIE MONDIALE DES LITTORAUX A MANGROVES (TAUREAU, 2017), D'APRES (ALONGI, 2009 ; HOGARTH, 1999 ; TOMLINSON, 2016).....	37
FIGURE 2 : ILLUSTRATION DES DIFFERENTS SYSTEMES RACINAIRES DES PALETUVIERS. (A) : RACINES ECHASSES DE <i>RHIZOPHORA MUCRONATA</i> A MAYOTTE ; (B) : PNEUMATOPHORES « GENOUX » DE <i>SONNERATIA ALBA</i> A MAYOTTE ; (C) : PNEUMATOPHORE D' <i>AVICENNIA SP.</i> EN INDE. CREDIT : LISA MACERA & DR. RAJU KASAMBE	38
FIGURE 3 : CRISTAUX DE SEL PRESENTS SUR UNE FEUILLE DE PALETUVIER DU GENRE <i>AVICENNIA</i> . CREDIT : ULF MEHLIG.....	39
FIGURE 4 : PROPAGULE DE <i>RHIZOPHORA MANGLE</i> . DELTA DU SALOUM, SENEGAL. CREDIT : LISA MACERA.	41
FIGURE 5 : MANGROVE FLUVIALE SITUEE AU NIVEAU DU « GRAND CUL-DE-SAC », A L'ESTUAIRE DE LA RIVIERE SALEE EN GUADELOUPE CREDIT : AFP – ROSINE MAZIN/AURIMAGES	42
FIGURE 6 : MANGROVE DE BASSIN SITUEE A BAJA CALIFORNIA, MEXIQUE. CREDIT : OCTAVIO ABURTO / ILCP	43
FIGURE 7 : MANGROVE LITTORALE SITUEE A MACOURIA, GUYANE FRANÇAISE. CREDIT : FREDERIC LARREZ.....	44
FIGURE 8 : MANGROVE SUBMERGEE SITUEE AUX PHILIPPINES. CREDIT : WWF	45
FIGURE 9 : PROFIL TYPIQUE DE LA ZONATION DES PALETUVIERS DES ILES ANDAMAN EN INDE (YUVARAJ ET AL., 2017)	47
FIGURE 10 : PROFIL TYPIQUE DE LA ZONATION DES PALETUVIERS A MAYOTTE (DUPONT, 2022 ; JEANSON, 2009)	47
FIGURE 11 : ILLUSTRATIONS DES CONSEQUENCES DES SURCOTES SUR LES INFRASTRUCTURES COTIERES ET LES POPULATIONS, EN PRESENCE OU EN L'ABSENCE DE MANGROVES. CREDIT : WORLD BANK	49
FIGURE 12 : SYSTEME RACINAIRE « EN ECHASSE » DE <i>RHIZOPHORA SP.</i> SITUE AU DELTA DU SALOUM, SENEGAL	49
FIGURE 13 : ILLUSTRATION DES MECANISMES DE SEQUESTRATION ET DE LIBERATION DU CARBONE AU SEIN DES ECOSYSTEMES DE MANGROVES (SUTTON-GRIER ET AL., 2014). (1) LE DIOXYDE DE CARBONE PRESENT DANS L'ATMOSPHERE EST SEQUESTRE PAR LES ARBRES ET LES PLANTES AU COURS DU PROCESSUS DE PHOTOSYNTHESE. (2) ENFOUISSEMENT DE MATIERE VEGETALE RICHE EN CARBONE DANS LE SOL DES MANGROVES INONDEES, FAVORISANT LA SEQUESTRATION A LONG TERME GRACE A LA DECOMPOSITION LENTE EN MILIEU PAUVRE EN OXYGENE. (3) UNE PETITE QUANTITE DE CARBONE EST PERDUE DANS L'ATMOSPHERE PAR LA RESPIRATION.....	52
FIGURE 14 : VARIATIONS DES STOCKS DE CARBONE DE DIFFERENTS ECOSYSTEMES FORESTIERS : COMPARAISON ENTRE LES FORETS BOREALES, TEMPEREES ET TROPICALES, ET LES MANGROVES. (ALONGI, 2012b)	53
FIGURE 15 : FOUR TRADITIONNEL PERMETTANT LA PRODUCTION DE SEL PAR EVAPORATION AU BENIN. CREDIT : LISA MACERA.....	55
FIGURE 16 : « HUITRE DES PALETUVIERS » (<i>ISOGNOMON ALATUS</i>) FIXE A DES PALETUVIERS (<i>RHIZOPHORA SP.</i>) SITUES DANS LE DELTA DU SALOUM AU SENEGAL. CREDIT : LISA MACERA	57
FIGURE 17 : FEMMES DE LA RESERVE COMMUNAUTAIRE DE PALMARIN AU SENEGAL TRIANT LES HUITRES RECOLTEES SUR LES RACINES DES PALETUVIERS. CREDIT : LISA MACERA	58
FIGURE 18 : RUCHE INSTALLEE DANS LES MANGROVES DU DELTA DU SALOUM, AU SENEGAL PAR L'ASSOCIATION « VOILES SANS FRONTIERES » (PHOTO : HTTPS://WWW.MIELLERIECOLLECTIVEBORDEAUXMETROPOLE.FR/IMAGES/MCBM/DOCUMENTS/ARTICLES/COMPTE_RENDU_VOILES_SANS_FRONTIERES_2023-06.PDF)	58
FIGURE 19 : ILLUSTRATION DE QUELQUES ESPECES EMBLEMATIQUES DES MANGROVES DU SENEGAL : (A) : PELICAN GRIS (<i>PELECANUS RUFESCENS</i>), (B) : CRABE VIOLONISTE (<i>UCA PUGILATOR</i>), (C) : SINGE VERT (<i>CHLOROCEBUS SABAEUS</i>), (D) : HERON GOLIATH (<i>ARDEA GOLIATH</i>). CREDIT : LISA MACERA	59
FIGURE 20 : ŒUVRE D'ART DE L'ARTISTE BINTA DIAW INTITULE « INFILTRÉES – 5 MANIERES D'HABITER LE MONDE ». CREDIT : ACACIAS ART CENTER	60
FIGURE 21 : « ZANGBETO » DANS LA MANGROVE DU BENIN, GARDIEN VAUDOU DE LA NUIT. CREDIT : LISA MACERA	61
FIGURE 22 : DEFORESTATION DES MANGROVES DU DELTA DU MAHAKAM EN INDONESIE DUE A L'IMPLEMENTATION DE BASSINS A CREVETTES. CREDIT : CREOCEAN.....	63
FIGURE 23 : REPARTITION MONDIALE DE L'EMPREINTE PHYSIQUE DE LA CONSTRUCTION MARINE ET COTIERES EN KM ² EN 2018 (BUGNOT ET AL., 2021)	65
FIGURE 24 : MACRODECHETS PLASTIQUES DANS LES MANGROVES DE MAYOTTE. SOURCE : LISA MACERA.....	67

FIGURE 25 : DIAGRAMME ILLUSTRANT LE CADRE SES D'OSTROM APPLIQUE A LA RESTAURATION DES MANGROVES. CREDIT : LISA MACERA, ADAPTE DE (MCGINNIS & OSTROM, 2014).	77
FIGURE 26 : LOCALISATION DES PRINCIPAUX SITES D'ETUDE DANS LE MONDE.	80
FIGURE 27 : LOCALISATION DES DEUX SITES SENEGALAIS ETUDIES.	82
FIGURE 28 : LOCALISATION DU SITE BENINOIS ETUDIE. CREDIT : LISA MACERA	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
FIGURE 29 : LOCALISATION DES SITES COSTA RICAINS ETUDIES. CREDIT : LISA MACERA	94
FIGURE 30 : LOCALISATION DES SITES PHILIPPINS ETUDIES. CREDIT : LISA MACERA	100
FIGURE 31 : ORGANIGRAMME PRISMA DE L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE.	112
FIGURE 32 : REPARTITION DES ANNEES DE DEMARRAGE DES PROJETS DE RESTAURATION.	114
FIGURE 33 : REPARTITION DU TYPE DE SOURCES UTILISEES DANS LA BASE DE DONNEES	114
FIGURE 34 : TYPE DE MAITRE D'OUVRAGE IDENTIFIE DANS 198 PROJETS DE RESTAURATION DES MANGROVES	121
FIGURE 35 : TYPE DE MAITRE D'ŒUVRE IDENTIFIE DANS 198 PROJETS DE RESTAURATION DES MANGROVES	122
FIGURE 36 : ORGANIGRAMME PRISMA DE L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE.	137
FIGURE 37 : ORGANIGRAMME PRISMA DE L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
FIGURE 38 : LOCALISATION DES ZONES D'ETUDE SUR LE LITTORAL DE TOUBAKOUTA, DELTA DU SALOUM, SENEGAL. LATITUDE : 13°46'55,71"N ; LONGITUDE : 16°28'09,48"O. CREDIT : ©GOOGLE SATELLITE, LISA MACERA.	152
FIGURE 39 : EFFORT D'ECHANTILLONNAGE DE LA METHODE RAM MANGROVES. CREDIT : LISA MACERA.	155
FIGURE 40 : TAUX DE SURVIE DES PROPAGULES EN FONCTION DE LA FREQUENCE DES PROJETS DE RESTAURATION DE NOTRE BASE DE DONNEES (LES BARRES D'ERREUR REPRESENTENT L'ERREUR STANDARD)	188
FIGURE 41 : DISTRIBUTION DES GENRES DE PALETUVIERS REPLANTES DANS LES PROJETS DE REPLANTATION DE LA BASE DE DONNEES	190
FIGURE 42 : DUREE TOTALE DES PROJETS DE REHABILITATION EN FONCTION DE LA FREQUENCE DES PROJETS DE REHABILITATION DE NOTRE BASE DE DONNEES (LES BARRES D'ERREUR REPRESENTENT L'ERREUR STANDARD)	193
FIGURE 43 : TAUX DE SURVIE DES PROPAGULES DES PROJETS DE REPLANTATION EN FONCTION DE LA TAILLE DU SITE.	196
FIGURE 44 : DIAGRAMME EN BOITE DU TAUX DE SURVIE DES PROPAGULES DES PROJETS DE REPLANTATION EN FONCTION DE LA TAILLE DU SITE DE REPLANTATION.	197
FIGURE 45 : SCHEMA REVISE DU CADRE SOCIO-ECOLOGIQUE (SES) D'OSTROM	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.
FIGURE 46 : COUVERTURE DE MANGROVE OBSERVEE AVANT ET APRES LE PROJET. CREDIT : CROOK O.J.	217
FIGURE 47 : BANC DE LIMON DEPOSE A L'ABRI D'UN BRISE-LAMES A LO-ONG. CREDIT : JULIEN ANDRIEU	219
FIGURE 48 : FRACTION DE LA COUVERTURE VEGETALE PAR LA MANGROVE REPLANTEE. CREDIT : CROOK O.J.	221
FIGURE 49 : PERCEPTION DES EFFETS NEGATIFS DU PROJET.	228
FIGURE 50 : PERCEPTION DES PRINCIPAUX EFFETS POSITIFS DU PROJET.	229
FIGURE 51 : ÉLÉMENTS ATTRIBUES A L'AMELIORATION PERÇUE DU THEME DE LA MISE EN « SECURITE »	230
FIGURE 52 : PERCEPTIONS CONCERNANT L'AVENIR DU PROJET ET SES IMPACTS.	231
FIGURE 53 : COURBES RADIOMETRIQUES DEFINISSANT NEUF CLASSES DE COUVERTURE DU SOL (SITE DE L'EMBOUCHURE DU FLEUVE SAINT-LOUIS, SENEGAL, 2017, CAPTEUR LANDSAT 8 OPERATIONAL LAND IMAGER (OLI))	257
FIGURE 54 : CLASSIFICATION DE LA COUVERTURE DANS LA CLASSE DES MANGROVES (SITE DE L'EMBOUCHURE DU FLEUVE SAINT-LOUIS, SENEGAL, EN 2017, CAPTEUR LANDSAT 8 OLI)	259
FIGURE 55 : COURBES RADIOMETRIQUES DEFINISSANT CINQ CLASSES DANS LA CLASSE MANGROVE (SITE DE L'EMBOUCHURE DU FLEUVE SAINT-LOUIS, SENEGAL, 2017, CAPTEUR LANDSAT 8 OLI)	260
FIGURE 56 : CHANGEMENTS DETECTES DANS LA COUVERTURE TERRESTRE ET AQUATIQUE POUR LE SITE DE L'EMBOUCHURE DU FLEUVE MONO ENTRE 1988 ET 2017 (CAPTEUR LANDSAT 8 OLI)	264
FIGURE 57 : CHANGEMENTS DETECTES DANS LA COUVERTURE TERRESTRE ET AQUATIQUE POUR LE SITE DE L'EMBOUCHURE DU FLEUVE MONO ENTRE 2016 ET 2021 (CAPTEUR LANDSAT 8 OLI)	264
FIGURE 58 : CHANGEMENTS DETECTES DANS LA COUVERTURE TERRESTRE ET AQUATIQUE POUR LE SITE DU DELTA DU SALOUM ENTRE 1988 ET 2017 (CAPTEUR LANDSAT 8 OLI)	266
FIGURE 59 : CHANGEMENTS DETECTES DANS LA COUVERTURE TERRESTRE ET AQUATIQUE POUR LE SITE DU DELTA DU SALOUM ENTRE 2017 ET 2021 (CAPTEUR LANDSAT 8 OLI)	267

FIGURE 60 : CHANGEMENTS DETECTES DANS LA COUVERTURE TERRESTRE ET AQUATIQUE POUR LE SITE DE L'EMBOUCHURE DE LA RIVIERE SAINT-LOUIS ENTRE 1988 ET 2017 (CAPTEUR LANDSAT 8 OLI)	269
FIGURE 61 : CHANGEMENTS DETECTES DANS LA COUVERTURE TERRESTRE ET AQUATIQUE POUR LE SITE DE L'EMBOUCHURE DE LA RIVIERE SAINT-LOUIS ENTRE 2017 ET 2021 (CAPTEUR LANDSAT 8 OLI)	270
FIGURE 62 : CHANGEMENTS DETECTES DANS LA COUVERTURE TERRESTRE ET AQUATIQUE POUR LE SITE DE CUAJINIQUIL AU COSTA RICA ENTRE 2016 ET 2021 (CAPTEUR SENTINEL-2)	271
FIGURE 63 : CHANGEMENTS DETECTES DANS LA COUVERTURE TERRESTRE ET AQUATIQUE POUR LE SITE DE CHOMES AU COSTA RICA ENTRE 2016 ET 2021 (CAPTEUR SENTINEL-2)	272
FIGURE 64 : CHANGEMENTS DETECTES DANS LA COUVERTURE TERRESTRE ET AQUATIQUE POUR LE SITE DE TAMBALIZA AUX PHILIPPINES ENTRE 2016 ET 2022 (CAPTEUR SENTINEL-2)	273
FIGURE 65 : SCHEMA DE SYNTHESE DES PRINCIPAUX RESULTATS	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.

INTRODUCTION

Les mangroves, des socio-écosystèmes d'une grande valeur mais menacés

Historiquement perçues comme des espaces stériles, difficilement accessibles et sans utilité pour les sociétés humaines, les mangroves, à l'instar de toutes les zones humides, ont vu leur image se transformer radicalement à partir des années 1960 et 1970 (Cormier-Salem, 2000). Une transformation qui a été impulsée par des découvertes scientifiques révélant l'importance et la diversité des fonctions écologiques des mangroves. Elles sont alors reconnues pour leur biodiversité riche (Field et al., 1998) et leur complexité. Ces forêts tropicales et subtropicales forment de plus un système socio-écologique unique et complexe (Glaser et al., 2010) et fournissent une multitude de contributions aux sociétés humaines telles que leur capacité remarquable d'atténuation des aléas climatiques (Ostling et al., 2009) ou de séquestration de carbone (Alongi, 2012)

Cependant, les mangroves font face à des facteurs de régression provenant de pressions à la fois anthropiques et naturelles. Ces pressions comprennent la conversion des forêts de mangroves en bassins aquacoles (Ashton, 2008), l'expansion de l'urbanisation côtière (Jin-Eong, 1995), les impacts de la pollution (Maiti & Chowdhury, 2013), ainsi que les conséquences des événements climatiques extrêmes (Hamuna et al., 2019). Ces atteintes compromettent l'intégrité de ces écosystèmes et entraînent des répercussions sévères sur les communautés humaines qui en dépendent (Ashton, 2008 ; Primavera, 1997).

Une réponse des sociétés humaines : la restauration

En réponse à ces dégradations, provoquant entre autres une diminution des surfaces de mangroves, les programmes de recherche relatifs à leur restauration et à leur conservation connaissent une croissance exponentielle depuis les années 1970 (Bosire et al. 2008). De la même façon, les initiatives de restauration et particulièrement les programmes de replantation de palétuviers se multiplient également. Cependant, bien qu'un grand nombre de mesures de restauration ont été menées à travers le monde, celles-ci ont pour l'essentiel échoué dans leurs objectifs (Hai et al., 2020 ; Kodikara et al., 2017 ; Laulikitnont, 2014 ; Lovelock et al., 2022 ; Romañach et al., 2018 ; Walters et al., 2008).

Les raisons menant à l'échec des projets : le besoin d'une analyse approfondie et d'une approche opérationnelle de la restauration

Les raisons menant à l'échec des mesures de restauration sont globalement mal comprises, principalement à cause d'un manque important de suivi des projets et de retours d'expériences (Gerona-Daga & Salmo, 2022). Certaines études ont cherché à comprendre ces facteurs d'échec et ces auteurs s'accordent pour dire que le manque de considération des facteurs socio-économiques dans les projets constitue un frein essentiel à leur réussite (Ellison, 2000; Field, 1999). De la même façon, les vastes projets de replantation de palétuviers, très fréquents au début des années 2000, sont aujourd'hui critiqués dans leur approche fondée principalement sur une augmentation de la surface des mangroves, avec très peu de considération pour ses fonctionnalités écologiques (Barnuevo et al., 2017; Ellison, 2000).

De manière plus globale, on note aujourd'hui une abondance de travaux de recherche concernant les mangroves ou la restauration des mangroves, abordant principalement les aspects techniques et

conceptuels de la restauration (Ellison, 2000 ; Field, 1999 ; Macintosh et al., 2012 ; Wu et al., 2020). Ainsi de nombreuses recommandations sur la restauration des mangroves sont émises par la communauté scientifique à travers divers travaux, cependant avec un nombre très limité de retours d'expériences, il est impossible de savoir si elles sont vraiment adoptées par les porteurs de projets. Lorsque ces recommandations sont effectivement adoptées, le manque d'évaluation empêche de savoir si l'application de ces recommandations garantit véritablement le succès des projets.

Par ailleurs, il existe un manque significatif d'outils, de méthodes et de recommandations adaptés aux contraintes spécifiques des porteurs de projets, ces ressources étant pratiquement inexistantes. Les guides actuels, largement utilisés par la plupart des porteurs de projets, se concentrent uniquement sur les aspects techniques des méthodes de plantation de palétuviers ou de réhabilitation (FAO, 2018; Pole-Relais Zones Humides Tropicales, 2018). Par conséquent, les projets de restauration se limitent principalement à la mise en œuvre des actions de restauration, en ignorant les étapes essentielles de conception et de suivi des projets. Il existe ainsi un manque de méthodes standardisées accessibles aux gestionnaires pour la planification et le suivi des projets sur un moyen / long-terme (Ellison, 2000; Gerona-Daga & Salmo, 2022). À ce stade, il est essentiel que des acteurs scientifiques comblient ces lacunes techniques en entreprenant une recherche orientée sur des solutions. Une telle recherche se prête ainsi à une approche intersectorielle, favorisant la co-crédation de connaissances entre le monde académique, les gestionnaires et les décideurs. Cette thèse CIFRE entre le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM), la société de services et de conseil CREOCEAN, les UMRs ESPACE et LAGAM s'insère dans un tel cadre.

Pour résumer, des projets de restauration des mangroves continuent à être financés et mis en pratique partout dans le monde, alors que des questions fondamentales restent sans réponse : Comment développer un projet de restauration pertinent à la fois pour la nature, mais également pour les

sociétés humaines ? Comment encourager les porteurs de projets à effectuer les étapes de conception et de suivi, mais également à intégrer les facteurs socio-économiques dans les projets ? Ce travail de recherche doctorale aborde certaines de ces questions, tout en admettant qu'il ne puisse pas fournir des réponses exhaustives. En effet, les applications des recommandations émises sur le sujet de la restauration des mangroves sont étendues et les retours d'expériences sont limités.

Axes de recherche

Les principaux axes de cette recherche doctorale sont doubles.

D'une part, cette thèse **analysera la restauration des mangroves** avec deux angles originaux : (1) l'analyse de l'ensemble du projet de sa conception à son suivi et (2) l'analyse basée sur le cadre conceptuel de système socio écologique tel que décrit par Elinor Ostrom (Ostrom, 2009).

Cette approche met en évidence comment les interactions entre les composantes écologiques et sociétal des socio-écosystèmes engendrent des propriétés émergentes, comme les cycles adaptatifs, qui sont au cœur des approches de restauration (Dahdouh-Guebas et al., 2021). L'examen de ces projets de restauration vise, entre autres objectifs, à évaluer la mise en œuvre des recommandations émises par la communauté scientifique. En cas de non-application, cette analyse cherchera à comprendre les raisons sous-jacentes à cette faible mise en œuvre. Enfin, elle cherche à déterminer si l'application pratique de ces recommandations conduit effectivement au succès du projet.

D'autre part, en adoptant **une approche trans-sectorielle orientée sur les solutions**, cette thèse proposera une approche opérationnelle pour la restauration des mangroves. L'aspect opérationnel implique ici l'idée de dépasser l'approche analytique et de s'engager à répondre aux attentes sociales et économiques de la société. L'objectif est de fournir des recommandations et des outils concrets afin

de recréer un lien entre la gestion de l'environnement et la recherche académique, deux mondes où le dialogue est parfois rompu (Djenontin & Meadow, 2018).

Problématiques et hypothèses de recherche

La problématique principale de ce travail de recherche est la suivante : **Comment améliorer l'efficacité des projets de restauration écologique des mangroves ?**

De cette problématique découlent trois hypothèses de recherche :

- Hypothèse 1 : Les travaux de recherche sur la restauration des mangroves ne tiennent pas suffisamment compte des opérateurs de site, de leurs moyens humains, techniques et économiques. Cela aboutit à des méthodes, des outils et des recommandations peu opérationnels et donc peu utilisés.
- Hypothèse 2 : L'implication insuffisante des communautés locales et la méconnaissance des réalités socio-économiques dans les projets de restauration, notamment dans les régions du Sud Global, rendent la restauration peu efficace.
- Hypothèse 3 : Les étapes de conception et de suivi des projets, bien que cruciaux, sont insuffisamment étudiées, et les résultats de ces analyses ne sont pas transformés en méthodes adaptées pour les porteurs de projets. La négligence ou la mauvaise exécution de ces étapes mènent fréquemment à l'échec des initiatives de restauration et à un déficit de retours d'expériences.

De ces hypothèses découlent trois principaux objectifs de recherche : (1) Évaluer l'efficacité pour la nature et la société des projets de restauration des mangroves (2) Identifier les facteurs d'échecs des projets (3) Proposer des outils, méthodes et recommandations afin d'améliorer les projets.

Structure du mémoire de thèse

Ce mémoire de thèse débute par une synthèse bibliographique, présentant un contexte général sur les mangroves, leur biologie, écologie, leurs contributions aux communautés humaines et leurs facteurs de régression. Ces éléments de contexte sont indispensables pour analyser efficacement les projets de restauration des mangroves. Cette partie sera également consacrée à un état de l'art sur la restauration des mangroves, afin de mieux comprendre les connaissances disponibles dans la littérature scientifique sur ce sujet, et les vides de connaissances actuels. Enfin, une sous-partie consacrée à la présentation de nos principaux sites d'études sera réalisée.

Ce manuscrit se poursuit avec trois chapitres structurant la démonstration de cette thèse en suivant les trois phases des projets de restauration (FAO et al., 2023). Chaque phase présente des enjeux et des difficultés distincts. Par conséquent, les trois chapitres suivants traitent chacun de l'une de ces phases :

(1) Phase de conception du projet : c'est l'étape préliminaire aux travaux de restauration permettant d'obtenir tous les éléments essentiels à la construction d'un plan d'action de la restauration. Le chapitre 2 se focalise sur une analyse détaillée de la phase de conception des projets de restauration des mangroves, structurée en trois parties essentielles. Initialement, il introduit une base de données compilée durant cette thèse, regroupant des informations sur divers projets de restauration à l'échelle mondiale. Cette ressource enrichit la compréhension globale des efforts de restauration par la mise en perspective avec des études de cas spécifiques. Ensuite, une revue de littérature s'appuie sur cette base de données pour discerner les éléments cruciaux de la phase de conception et évaluer leur application dans les projets étudiés. Enfin, le chapitre propose les bases d'une méthode développée au cours de la thèse, destiné à améliorer

la conception des projets de restauration en répondant aux défis identifiés, favorisant ainsi une exécution plus efficace et en adéquation avec les standards scientifiques actuels.

(2) Phase de mise en œuvre des mesures de restauration : il s'agit de l'étape de mise en œuvre du plan d'action précédemment construit. Le chapitre 3 va se pencher sur l'analyse cette phase, articulée autour de plusieurs axes. Tout d'abord, il s'attachera à comparer les différentes stratégies de restauration employées dans les projets documentés dans la base de données élaborée, comme exposés dans le chapitre 2. Cette comparaison sera enrichie par une synthèse des recommandations en vigueur, s'appuyant sur des synthèses issues de la littérature scientifique.

Ensuite, afin de tester la pertinence et l'application de ces recommandations scientifiques dans les projets de restauration, le chapitre proposera une étude de cas détaillée sur un projet spécifique de restauration aux Philippines. Cette analyse, basée sur une évaluation réalisée en 2021, permettra d'examiner l'efficacité socio-écologique et économique de plusieurs méthodes de restauration testées dans le cadre de ce projet pilote. L'objectif de cette section est double : évaluer la conformité des pratiques de restauration avec les recommandations scientifiques et mesurer leur impact réel sur le terrain, dans le but d'optimiser les futures initiatives de restauration des mangroves.

(3) Phase de suivi-évaluation du projet : la dernière étape porte sur la maintenance des sites et l'évaluation des projets après l'implémentation des mesures. Le chapitre 4 est structuré en deux parties. Il débutera par l'identification des différentes techniques de maintenance et d'évaluation mises en œuvre au sein des projets de restauration, en mettant en lumière leurs avantages et inconvénients respectifs. Cette démarche critique vise à dresser un état des lieux précis des pratiques actuelles et à souligner les éventuelles lacunes ou points d'amélioration.

Par la suite, le chapitre introduira une approche destinée à améliorer le suivi et l'évaluation des projets de restauration des mangroves. Cette approche repose sur l'utilisation de la télédétection à haute résolution accessible à des compétences de gestionnaire.

La thèse se conclut par une discussion synthétisant les principaux résultats, discutant des limites inhérentes de l'étude et présentant des perspectives pour de futures recherches.

ORGANISATION PRATIQUE DE LA THÈSE

Concernant l'équipe de recherche, ce travail de thèse est encadré par Julien Andrieu, maître de conférences HDR en géographie à l'UMR ESPACE, Université Côte d'Azur, actuellement détaché en tant que directeur du département de géomatique à l'Institut Français de Pondichéry (IFP) en Inde. Ce travail est également co-encadré par Sylvain Pioch, maître de conférences HDR à l'Université Paul Valéry, Montpellier 3 au sein du laboratoire LAGAM. Dans le cadre d'une convention CIFRE, j'ai été employée par la société de services et de conseil CREOCEAN (groupe Keran) sous la responsabilité d'Olivier Le Brun, directeur de projets en écologie marine et développement durable. Le projet de recherche est également co-financé et réalisé en collaboration avec le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM). Le FFEM, créé en 1994 par le gouvernement français à la suite du premier Sommet de la Terre, agit en tant que banque de financement public. Plus spécifiquement, ce travail de recherche s'inscrit dans le programme du FFEM baptisé « Initiatives Mangroves », il s'agit d'un programme axé sur la préservation et la restauration des écosystèmes de mangroves dans différentes régions du monde (<https://initiative-mangroves-ffem.com/en/>). Son objectif principal est de promouvoir des projets visant à renforcer la résilience des mangroves, à préserver leur biodiversité et à soutenir les communautés côtières dépendantes de ces écosystèmes. Ce programme est sous la responsabilité de Janique Etienne et Catherine Gabrié, coordinatrices de l'initiative.

Enfin, il est important de noter que cette thèse se concentre principalement sur l'analyse des projets de restauration soutenus par le FFEM, tout en reconnaissant que les recommandations et les pistes de réflexion identifiées ne viseront pas à être généralisées à l'ensemble des projets de restauration des mangroves à travers le monde sans une contextualisation, en raison de la diversité des mangroves et des modalités de gestion existantes. Nous soulignons qu'il est impératif de contextualiser ces mesures dans le cadre socio-économique et écologique spécifique à chaque région géographique.

CHAPITRE 1 : CONTEXTE, CONCEPTS ET TERRAIN

1. CONTEXTE GÉNÉRAL SUR LES MANGROVES

1.1. Définitions et taxonomie

Le terme mangroves à plusieurs significations. Tout d'abord, ce terme désigne un groupe écologique polyphylétique d'espèces végétales halophytes capable de prospérer dans les zones de balancement des marées des régions tropicales et subtropicales (Giri et al., 2007). Du fait que le terme mangrove est un terme générique et réfère à un groupe polyphylétique, la composition spécifique de ce groupe diffère en fonction des auteurs (Hamilton & Snedaker, 1984). Tomlinson (2016) a classé les espèces de mangroves en trois catégories : la « vraie » mangrove, les espèces de mangroves mineures et les espèces halophytes associées à la mangrove. Il a également défini les caractéristiques de la « vraie » mangrove : elle joue un rôle majeur dans la structure de la communauté ; elle a la capacité de former des peuplements purs ; elle a des spécialisations morphologiques, en particulier des racines aériennes et des mécanismes spécialisés d'échange de gaz ; elle possède des mécanismes physiologiques d'exclusion et/ou d'excrétion du sel ; elle est taxonomiquement isolée des espèces terrestres apparentées et, enfin, elle est séparée de leurs plus proches parents, au moins au niveau du genre, et souvent au niveau de la sous-famille ou de la famille. Les espèces mineures de mangroves, en revanche, sont des espèces moins visibles de la végétation et forment rarement des peuplements purs.

On dénombre environ 70 espèces de « vraie » mangroves, dont les genres les plus communs sont présentés sur le Tableau 1.

Tableau 1: Genre et nombre d'espèces de palétuviers les plus communs (Hutchings & Saenger, 1987 ; Lugo & Snedaker, 1974)

Genres	Nombre d'espèces
<i>Rhizophora</i>	8
<i>Avicennia</i>	9
<i>Laguncularia</i>	11
<i>Sonneratia</i>	5
<i>Bruguiera</i>	6
<i>Ceriops</i>	2
<i>Lumnitzera</i>	2
<i>Kandelia</i>	1

Ce terme fait également référence aux formations forestières constituées par les espèces de ce groupe. En anglais, le terme « mangroves » désigne à la fois l'écosystème et l'individu (Mcleod & Salm, 2006), bien que certains auteurs aient essayé de discriminer ces deux concepts avec le terme « mangrove » qui réfère à un individu au sein d'un écosystème appelé « mangal » (Ellison, 2000 ; Lewis, 2005), ce terme est rarement utilisé. En français, les deux concepts sont généralement différenciés, les mangroves sont alors dans ce cas des formations forestières composées d'individus appelés palétuviers. Nous conserverons cette dichotomie dans le cadre de ce travail de thèse.

Pour de nombreux écologues, les mangroves sont plus que de simples formations végétales, mais des écosystèmes dont le biotope est une vasière intertidale et dont la biocénose, outre les palétuviers,

comprend également une biodiversité animale et végétale associée, où toutes les entités interagissent de manière continue.

Plus récemment, la signification du terme mangroves a été de nouveau élargie. On parle de plus en plus de la mangrove comme système socio-écologique (Dahdouh-Guebas et al., 2021 ; Glaser et al., 2010) où l'écosystème et les systèmes sociaux (acteurs, gouvernance) interagissent. Il résulte de ces interactions des propriétés émergentes propres au système complexe nature-société, comme par exemple, les cycles adaptatifs (Dahdouh-Guebas et al., 2021). C'est cette dernière définition que nous déciderons d'adopter dans le cadre de ce travail de recherche.

1.2. Distribution biogéographique des mangroves

Les mangroves ne couvrent qu'une petite fraction des terres émergées (0,1 %), mais sont présentes dans les régions tropicales et subtropicales du monde entier, couvrant une aire de répartition comprise entre 30° de latitude nord et 30° de latitude sud (Figure 1). Les mangroves sont présentes sur le littoral de 112 pays (Kathiresan & Bingham, 2001). Elles sont généralement classées en deux groupes biogéographiques distincts : les mangroves occidentales que l'on trouve principalement en Afrique de l'Ouest et en Amérique du Nord, Centrale et du Sud, et les mangroves orientales situées en Asie, en Afrique de l'Est et dans les îles du Pacifique (Alongi, 2009 ; Hogarth, 1999 ; Tomlinson, 2016). Il convient de souligner que l'Asie abrite environ un tiers de la surface des mangroves mondiales (Jin-Eong, 1995).

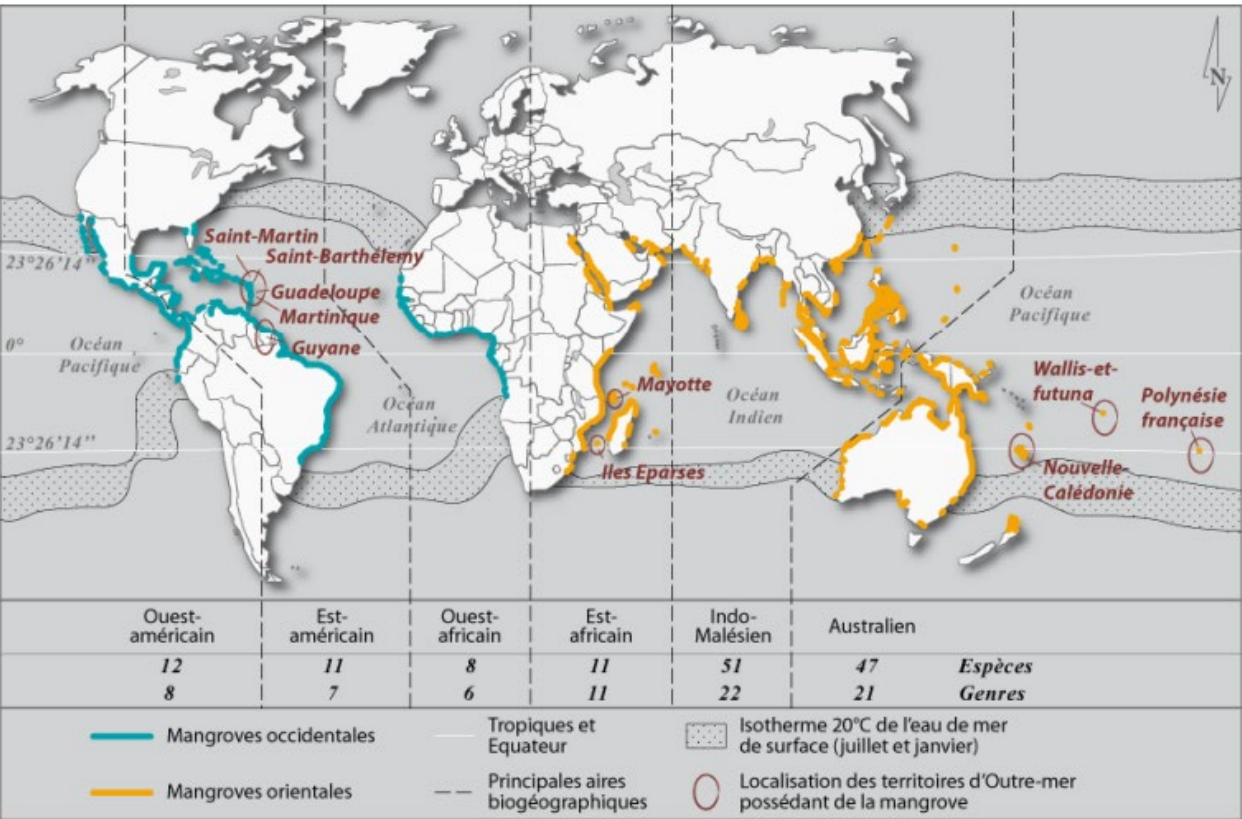


Figure 1 : Biogéographie mondiale des littoraux à mangroves (Taureau, 2017), d’après (Alongi, 2009 ; Hogarth, 1999 ; Tomlinson, 2016).

1.3. Biologie des palétuviers

1.3.1. Morphologie

Les palétuviers ont une morphologie adaptée à un environnement intertidal. En effet, ils possèdent un système racinaire qui permet à la fois l’ancrage de l’arbre sur un sol meuble, mais également la maximisation des échanges gazeux face à un milieu principalement anaérobie. Ces adaptations racinaires varient en fonction du taxon considéré. Les plus remarquables sont les racines échasses du genre *Rhizophora* ou les pneumatophores des genres *Avicennia*, *Sonneratia* et *Lumnitzera*, et les pneumatophores « genoux » des genres *Bruguiera*, *Ceriops* et *Xylocarpus* (Figure 2).

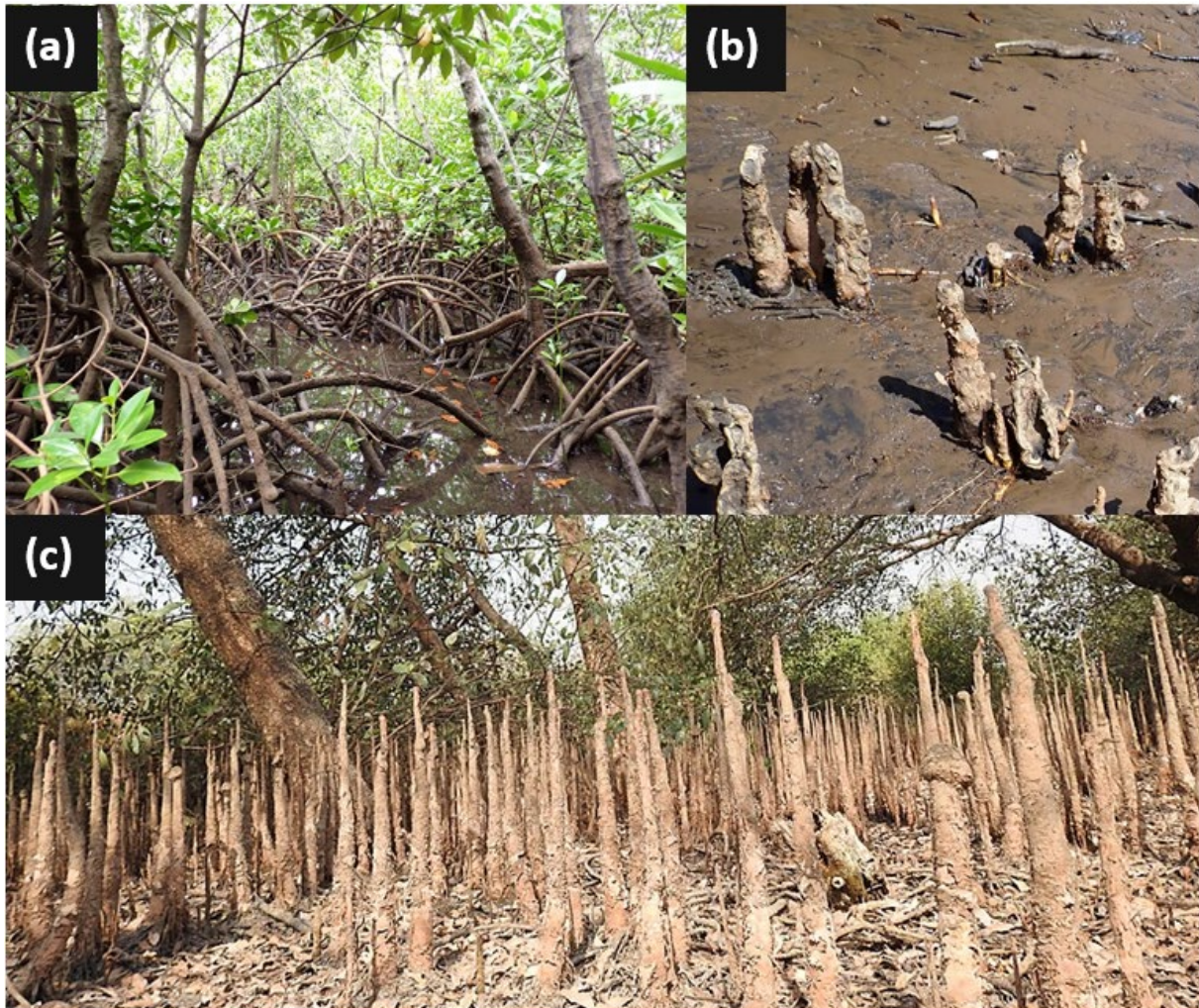


Figure 2 : Illustration des différents systèmes racinaires des palétuviers. (a) : racines échasses de *Rhizophora mucronata* à Mayotte ; (b) : pneumatophores « genoux » de *Sonneratia alba* à Mayotte ; (c) : pneumatophore d'*Avicennia* sp. en Inde. Crédit : Lisa Macera & Dr. Raju Kasambe.

1.3.2. Physiologie

Afin de prospérer dans un environnement salé, les palétuviers possèdent des adaptations physiologiques qui dépendent du taxon considéré.

À titre d'exemple, les genres *Rhizophora*, *Bruguiera* et *Ceriops* possèdent un système d'absorption sélective au niveau des racines (Bowman, 1918). Ainsi, la majorité du sel présent dans le sol ne pénètre pas dans le système interne de l'arbre grâce un système osmotique de filtration du sel.

De son côté, le genre *Avicennia* déploie une stratégie différente : les palétuviers possèdent des glandes spéciales sur leurs feuilles appelées glandes à sel (Drennan & Pammenter, 1982). Ces glandes permettent l'élimination du surplus de sel présent dans la sève. Le processus est assez simple : une protéine capture le sel dans le système de transport actif de la sève, puis cette protéine traverse les cellules des feuilles par les glandes à sel. Enfin, le sel s'accumule sur de minuscules excroissances présentes sur les feuilles appelées trichome, formant ainsi des cristaux de sel visibles à l'œil nu (Figure 3).



Figure 3 : Cristaux de sel présents sur une feuille de palétuvier du genre *Avicennia*.
Crédit : Ulf Mehlig.

Enfin, certaines espèces des genres *Sonneratia*, *Xylocarpus* et *Exoecaria* stockent du sel dans leurs feuilles jusqu'à ce que la concentration devienne insupportable pour la plante. À ce stade, la feuille se détache de l'arbre, éliminant ainsi une importante quantité de sel.

1.4. Reproduction et dispersion

Les palétuviers peuvent se reproduire de trois façons différentes : la viviparité, la germination au sol et la multiplication végétative (Tomlinson, 2016).

- (1) La viviparité, c'est-à-dire le développement de la propagule alors qu'elle est toujours attachée à l'arbre mère est une adaptation unique des habitats marins côtiers peu profonds (Figure 4).
- (2) La germination, qui est le mode de reproduction dominant chez les végétaux. Dans ce cas, le fruit tombe au sol, puis la graine se développe après une latence.
- (3) La multiplication végétative est un mode de reproduction sans reproduction sexuée. Ainsi, les nouveaux individus engendrés sont des clones de l'arbre mère.

La viviparité est le mode de reproduction dominant chez les « vrais » palétuviers. Dans les cas de viviparité, la dispersion des propagules est grandement influencée par la marée. En effet, si au moment du décrochage de la propagule, la marée est haute, alors les propagules vont flotter, transportées par les courants et les vents avant de s'implanter dans le sol. Cette dispersion peut durer plusieurs semaines et les propagules peuvent parcourir des centaines de kilomètres avant de s'enraciner. À noter également que certaines propagules peuvent modifier leur densité afin de flotter à la verticale lorsque la profondeur d'eau est assez faible pour permettre l'enracinement (Hogarth, 2015). En revanche, si la marée est basse, la chute de la propagule peut aboutir à un enracinement direct dans le sol si les conditions hydrologiques le permettent.



Figure 4 : Propagule de *Rhizophora mangle*. Delta du Saloum, Sénégal. Mars 2022.
Crédit : Lisa Macera & Elina Delord.

1.5. Écologie

Les mangroves constituent un écotone, un écosystème d'interface entre les écosystèmes terrestres et aquatiques, mais également entre les écosystèmes d'eau douce et d'eau salée (Jin-Eong, 1995). Parmi les principaux paramètres environnementaux conditionnant la colonisation des mangroves, on peut citer : l'hydropériode et la salinité associée, le degré d'exposition à la houle et aux vagues et le type de substrat.

1.5.1. *Hydropériode et salinité*

L'hydropériode est un paramètre important, il s'agit de la durée des variations en intensité et en fréquence du niveau d'eau dans un système pour un temps donné. En ce qui concerne les mangroves,

ce paramètre est majoritairement modulé par l'inondation tidale, mais également par le débit fluvial, le vent, la houle, les précipitations et la topographie.

Lugo and Snedaker (1974) ont divisé les mangroves en 4 catégories, en fonction de leurs degrés d'inondation et de leurs configurations littorales :

1. **Mangrove fluviale** : inondées par la plupart des marées et souvent entièrement noyées en saison humide, ces mangroves se trouvent le long des bassins versants des fleuves et des rivières. C'est par exemple le cas de certaines mangroves en Guadeloupe (Figure 5).



Figure 5 : Mangrove fluviale située au niveau du « Grand cul-de-sac », à l'estuaire de la Rivière Salée en Guadeloupe.

Crédit : AFP – Rosine Mazin/Aurimages;.

2. **Mangrove de bassin** : inondées seulement par quelques marées en saison sèche et la plupart des marées en saison humide, on retrouve ces configurations à l'intérieur des terres, au niveau de bassin de récupération des eaux de ruissellement. C'est par exemple le cas de la mangrove de Baja California, au Mexique (Figure 6).



Figure 6 : Mangrove de bassin située à Baja California, Mexique. Crédit : Octavio Aburto / iLCP.

3. **Mangrove littorale** : inondées et lessivées par toutes les marées en toutes saisons, on retrouve cette configuration au niveau du front côtier, c'est par exemple le cas des mangroves de Macouria, en Guyane (Figure 7).



Figure 7 : Mangrove littorale située à Macouria, Guyane française. Crédit : Frédéric Larrez.

4. **Mangrove submergée** : inondée à marée basse comme à marée haute en toutes saisons, cette configuration est présente sur les petites îles de faible élévation où la mangrove recouvre souvent l'intégralité de l'île, c'est par exemple le cas de certaines mangroves aux Philippines (Figure 8).

L'hydropériode module également la salinité des eaux interstitielles. En effet, les zones fréquemment inondées auront une salinité des eaux interstitielles similaire à celle des eaux libres, tandis que les zones moins inondées présenteront une salinité des eaux interstitielles beaucoup plus élevée en raison du phénomène d'évaporation. De plus, les intrants d'eau douce dans le système participent également à la salinité, les mangroves évoluant dans des environnements plus ou moins saumâtres selon leur configuration littorale (delta, lagon, baie, estuaire, etc.).



Figure 8 : Mangrove submergée située aux Philippines. Crédit : WWF.

Selon le genre et l'espèce de palétuviers considérés, la résistance à la salinité et à l'inondation est variable. À titre d'exemple, le genre *Avicennia* est l'un des genres le plus résistants à la salinité, avec des occurrences connues dans des salinités des eaux interstitielles moyennes observées jusqu'à 90 (Lugo & Snedaker, 1974) grâce à un système d'excrétion du sel particulièrement efficace. D'un autre côté, le genre *Rhizophora* est l'un des genres les plus résistants à l'inondation grâce à son système racinaire dit « en échasse » qui permet de maximiser les échanges gazeux avec l'atmosphère (Lugo & Snedaker, 1974). L'hydropériode et la salinité sont donc des paramètres conditionnant également la zonation des espèces sur la zone de balancement des marées.

1.5.2. Type de substrats et degrés d'exposition à la houle

Concernant le type de substrat, les mangroves évoluent le plus souvent sur des substrats composés de sédiments fins et plus spécifiquement de sables alluvionnaires et de vases de faible granulométrie

(Lugo & Snedaker, 1974). On retrouve ce type de substrat au niveau des configurations littorales peu exposées à l'énergie des vagues et de la houle comme les deltas, les estuaires ou les baies protégées. Au contraire, les milieux littoraux très exposés à l'énergie de la houle et des vagues comme les plages ouvertes sont moins propices au développement des mangroves (Hutchings & Saenger, 1987).

1.5.3. Zonation des palétuviers

Comme nous l'avons vu, la zonation des espèces sur la zone de balancement des marées est dépendante de plusieurs paramètres dont les plus importants sont : l'hydropériode et la salinité, mais également le matériel génétique disponible et dominant dans la zone (Flores-Verdugo et al., 2007 ; Lugo & Snedaker, 1974). Cependant, il existe de nombreux autres facteurs spécifiques au site d'intérêt qui conditionnent cette zonation.

À titre d'exemple, la Figure 9 décrit la zonation des espèces de palétuviers au niveau de la zone de balancement des marées en Inde, et la Figure 10 la zonation des palétuviers à Mayotte. Il est notable que, malgré les différences observées en termes de richesse spécifique, des schémas de succession des palétuviers sur la zone de balancement des marées assez similaires se manifestent.

Tout d'abord, on peut observer ce qu'on appelle un **front pionnier**, également désigné sous le nom de **mangrove externe**. Les palétuviers de cette zone sont les plus exposés à l'énergie des vagues et de la houle. Cependant, la salinité y est relativement stable, souvent similaire à celle des eaux libres. Cette zone est inondée par toutes les marées.

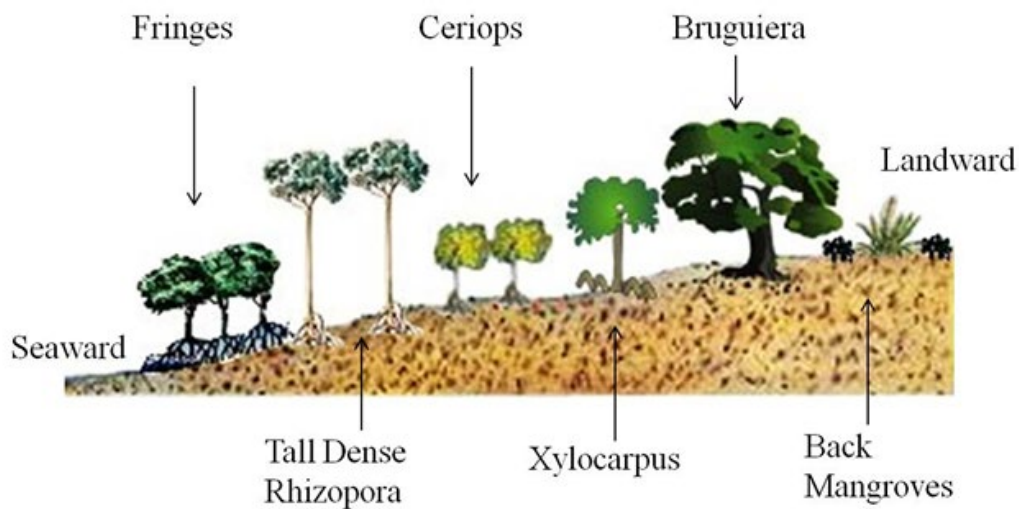


Figure 9 : Profil typique de la zonation des palétuviers des îles Andaman en Inde (Yuvaraj et al., 2017).

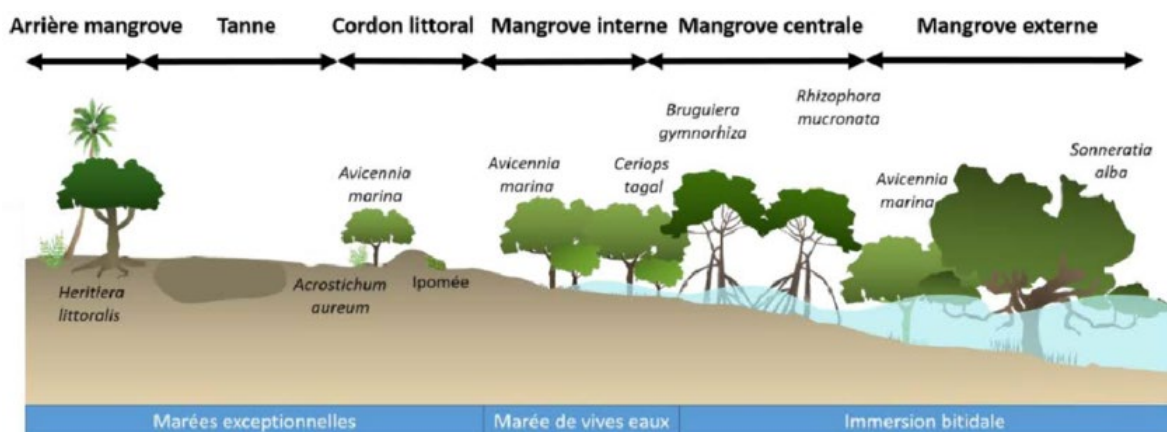


Figure 10 : Profil typique de la zonation des palétuviers à Mayotte (Jeanson, 2009).

On observe ensuite **la mangrove centrale et interne**. Protégée des vagues et de la houle par la mangrove externe, cette partie de la forêt est généralement plus dense. La salinité évolue progressivement : plus on s'éloigne du front côtier, plus la salinité augmente. C'est dans cette zone qu'on retrouve les valeurs de salinité les plus élevées. L'immersion par les marées est intermittente et dépend du coefficient de marée.

Enfin, la zone de l'**arrière-mangrove** demeure constamment hors de portée des marées. Cette zone n'abrite en général pas de « vrais » palétuviers, mais plutôt des espèces halophytes associées.

Après avoir passé en revue les principales caractéristiques écologiques des mangroves, nous allons maintenant explorer les différentes contributions des mangroves aux sociétés humaines.

1.6. Contributions des mangroves aux sociétés humaines

Les contributions que la nature offre aux sociétés humaines se divisent en plusieurs catégories. Tout d'abord, il y a les contributions pour la régulation des processus environnementaux, appelées ici contributions de régulation. Ensuite, il y a les biens matériels fournis par la nature, ce que l'on peut appeler les contributions matérielles. Enfin, les écosystèmes offrent également un ensemble de contributions immatérielles. Cette typologie est celle présente dans le dernier rapport de référence sur la question issue de *l'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES in Díaz et al., 2019). Nous l'utiliserons dans le cadre de ce travail afin de présenter les différentes contributions des mangroves aux sociétés.

1.6.1. Contributions de régulation

1.6.1.1. Régulations des aléas et des événements climatiques extrêmes

La mangrove est qualifiée d'« ingénieure de l'adaptation côtière » (Cheong et al., 2013). En effet, elle possède un rôle clé dans l'atténuation des aléas littoraux. Les mangroves agissent comme une barrière naturelle pour limiter les effets mécaniques des vagues et la propagation des submersions. Par exemple, les tempêtes peuvent être significativement atténuées jusqu'à 5 kilomètres à l'intérieur des terres grâce à la présence de mangroves (Figure 11) (Barbier et al., 2008). En leur absence, les inondations pourraient s'étendre sur une surface 70 % plus grande (Zhang et al., 2022). Les palétuviers réduisent effectivement la hauteur des vagues grâce à leur système racinaire complexe et leur

positionnement sur le littoral (Figure 12). La houle peut ainsi perdre entre 50 % et 100 % de sa hauteur (30 % en cas de tsunami) en passant à travers 500 mètres de mangroves (Beck et al., 2016).

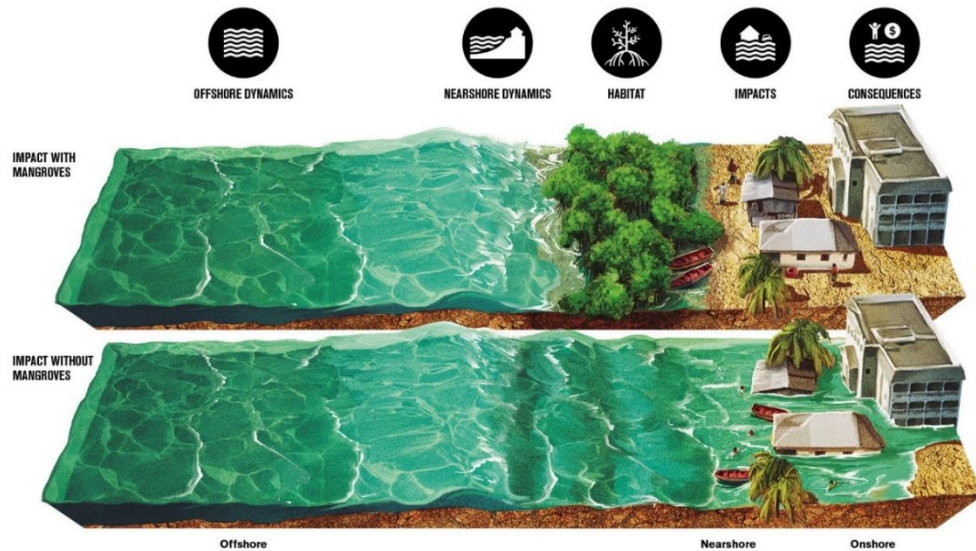


Figure 11 : Illustrations des conséquences des surcotes sur les infrastructures côtières et les populations, en présence ou en l'absence de mangroves. Crédit : World Bank.



Figure 12 : Système racinaire « en échasse » de *Rhizophora sp.* au delta du Saloum, Sénégal. Mars 2022. Crédit : Lisa Macera & Elina Delord.

1.6.1.2. Protection des sols et sédiments

Les mangroves permettent, dans une certaine mesure, l'accrétion et la stabilisation des sédiments. On estime ainsi que près de 80 % des sédiments apportés par les courants tidaux sont captés par les mangroves (Krauss et al., 2014). Par conséquent, les infrastructures humaines bâties près du littoral en arrière des mangroves sont protégées de l'érosion (Othman, 1994). Cette capacité permet également aux mangroves qui bénéficient d'un apport sédimentaire continu d'être résilientes face à l'élévation du niveau de la mer. En effet, une étude réalisée en 2008 (Alongi, 2008) a démontré que le taux de sédimentation au niveau des mangroves augmente de manière proportionnelle à l'élévation du niveau de la mer, et ce, même lors de simulations d'augmentation du niveau de la mer allant jusqu'à 16 mm/an. En revanche, les palétuviers n'ont pas tous les mêmes résistances à l'inondation, ainsi une augmentation croissante du niveau de la mer pourrait modifier la composition spécifique du peuplement (He et al., 2007).

1.6.1.3. Régulation du climat

Bien qu'elles ne couvrent que peu d'espace, les mangroves stockent une quantité importante de carbone, faisant d'elles un puits de carbone crucial. En moyenne, les mangroves peuvent séquestrer environ 1,74 tonne de carbone par hectare et par an (Alongi, 2012). Cette séquestration est supposée supérieure à celle des forêts terrestres (Alongi, 2012), mais également la plus importante parmi les systèmes côtiers comprenant les herbiers, et les schorres (Tableau 2) (Alongi, 2012).

Tableau 2 : Contribution globale des habitats côtiers à la séquestration de carbone dans l'océan côtier mondial (Sources : Cai, 2011; Kennedy et al., 2010; Matsui, 1998).

Habitat	Aire (10^{12}m^2)	Taux de séquestration ($\text{MgC.m}^{-2}\text{an}^{-1}$)	Séquestration globale (Tg.an^{-1})
Mangroves	0,14	1,74	24
Schorres	0,22	1,50	33
Herbiers	0,3	0,54	16

Cependant, ces valeurs doivent être regardées avec précaution, car elles varient fortement en fonction de divers facteurs comme l'espèce de palétuviers, la densité de végétation, le type de sol et le climat (Alongi, 2012). Les palétuviers absorbent le dioxyde de carbone (CO_2) de l'atmosphère et le stockent dans le sol environnant ainsi que dans leur propre biomasse (Figure 13). Par conséquent, on distingue deux compartiments de carbone chez les palétuviers, le stock au-dessus du sol et le stock en dessous du sol. Il est important de noter que la majorité du stock de carbone se trouve en dessous du sol (Figure 14). Ce phénomène peut s'expliquer par le fait que le sol des mangroves est composé d'un système racinaire dense avec une quantité importante de racines mortes, or les racines mortes de palétuviers semblent stocker davantage de carbone que les racines vivantes (Alongi, 2012). De nombreux sols de mangrove sont en outre anaérobies générant des échanges biogéochimiques favorables au stockage du carbone. Ainsi, les mangroves possèdent un stock de carbone total environ 2,5 fois plus important que les forêts terrestres boréales, tempérées et tropicales (Figure 14). Les mangroves ont donc un rôle important dans la lutte contre le changement climatique en absorbant le CO_2 de l'atmosphère et en stockant le carbone dans leurs écosystèmes (Sidik et al., 2018). Il est important de noter que la capacité de la mangrove à séquestrer et stocker le carbone a guidé les politiques mondiales de conservation et de gestion de l'environnement depuis des décennies, justifiant ainsi beaucoup de projets de restauration et notamment les projets de replantation sur la base de cette seule contribution, négligeant les autres contributions des mangroves aux sociétés.

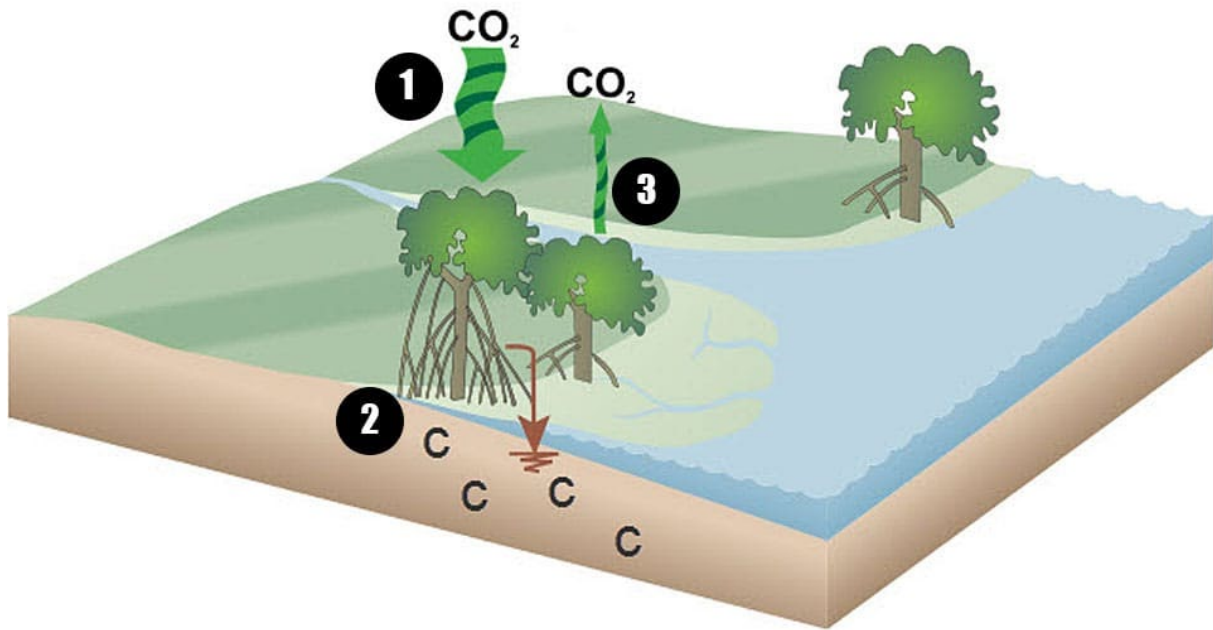


Figure 13 : Illustration des mécanismes de séquestration et de libération du carbone au sein des écosystèmes de mangroves (Sutton-Grier et al., 2014). (1) Le dioxyde de carbone présent dans l'atmosphère est séquestré par les arbres et les plantes au cours du processus de photosynthèse. (2) Enfouissement de matière végétale riche en carbone dans le sol des mangroves inondées, favorisant la séquestration à long terme grâce à la décomposition lente en milieu pauvre en oxygène. (3) Une petite quantité de carbone est perdue dans l'atmosphère par la respiration.

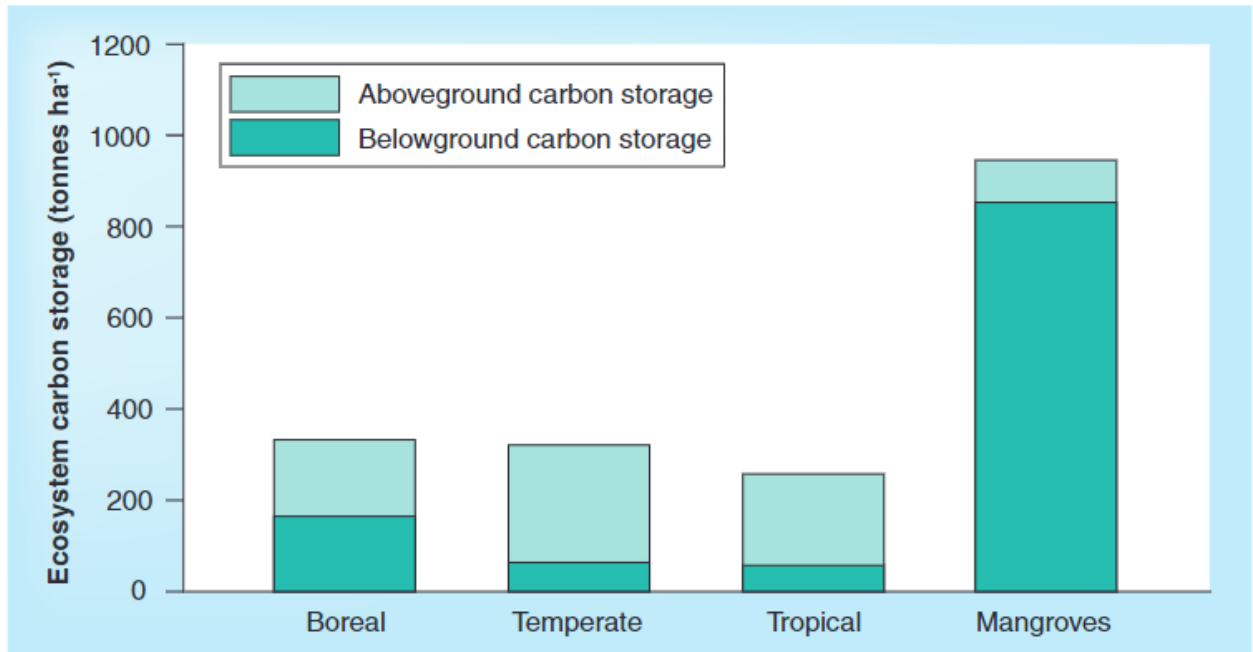


Figure 14 : Variations des stocks de carbone de différents écosystèmes forestiers : comparaison entre les forêts boréales, tempérées et tropicales, et les mangroves (Alongi, 2012).

1.6.1.4. Régulation de la qualité des eaux

Les mangroves ont la capacité de stocker les contaminants tels que les métaux lourds, les hydrocarbures et les déchets azotés et phosphorés dans leurs sols et leurs plantes (Tam & Wong, 1995). De plus, les feuilles et les branches des palétuviers peuvent absorber les contaminants présents dans l'eau. En conséquence, les mangroves ont la capacité de réduire la pollution de l'eau et de prévenir sa propagation dans les écosystèmes environnants (Mitra & Mitra, 2020a).

1.6.2. Contributions matérielles

1.6.2.1. Énergie

Les palétuviers fournissent un bois dense à haut pouvoir calorifique brûlant lentement et générant une chaleur intense, ce qui en fait une ressource appréciée pour répondre aux besoins énergétiques des communautés humaines qui en ont besoin. Ainsi certaines populations locales de pays à faibles revenus ou de pays à moyens revenus avec de fortes inégalités économiques utilisent le bois de palétuviers principalement pour la cuisson, notamment pour la préparation de repas et la production de sel par évaporation (Figure 15) (Barbosa et al., 2001 ; Walters, 2003). Il est crucial de noter que les mangroves sont très majoritairement protégées par de nombreux statuts environnementaux, dont la plupart interdisent ces pratiques d'exploitation du bois de palétuviers, même dans les régions en développement où ces besoins en bois-énergie restent parfois importants.



Figure 15 : Four traditionnel permettant la production de sel par évaporation au Bénin. Mars 2022.
Crédit : Lisa Macera & Elina Delord.

1.6.2.2. Matériaux

Certaines communautés qui vivent dans des zones adjacentes aux mangroves utilisent le bois de palétuviers pour construire des maisons, des bateaux, des meubles et des outils (Dahdouh-Guebas et al., 2000). Le bois de palétuviers est prisé pour sa robustesse et sa résistance à l'eau salée, le rendant idéal pour la construction dans des zones côtières humides. Toutefois, il est essentiel de souligner de nouveau que ces utilisations sont restreintes en raison des lois environnementales qui protègent les palétuviers.

1.6.2.3. Alimentation

Les mangroves sont des habitats essentiels pour de nombreuses espèces de poissons et de crustacés. En effet, ces écosystèmes présentent une productivité primaire élevée, similaire à celle des forêts terrestres (Clough, 1992), générant une grande quantité de matière organique. Cette matière organique est ensuite décomposée par divers organismes tels que des bactéries et des crabes, créant ainsi des fragments organiques qui constituent une source alimentaire essentielle pour de nombreuses espèces aquatiques (Hutchison et al., 2014). Dans certaines régions, la présence de mangroves et les opportunités de pêche qu'elle offre représentent la seule source de subsistance disponible pour les populations locales (Kusmana & Sukristijiono, 2016). Elles constituent aussi une zone d'alevinage et de refuge d'espèces océaniques grâce aux micro-habitats des forêts immergées.

1.6.2.4. Ressources médicinales

Dans de nombreuses régions côtières, les habitants locaux ont, depuis longtemps, utilisé diverses plantes et organismes présents dans les mangroves pour extraire des ressources médicinales. Par exemple, les feuilles et les racines de certaines espèces de palétuviers contiennent des composés aux propriétés curatives, tels que des anti-inflammatoires et des antiseptiques, qui sont utilisés pour traiter divers maux, des infections cutanées aux affections gastro-intestinales (Bandaranayake, 1998). De

plus, les mangroves abritent également des espèces aquatiques et terrestres qui produisent des substances chimiques précieuses pour la recherche pharmaceutique, ouvrant ainsi la voie à la découverte de nouveaux médicaments (Abeyasinghe, 2010).

1.6.2.5. Activités génératrices de revenus

En addition de la vente des ressources citées ci-dessus, les écosystèmes de mangroves peuvent générer des revenus à travers diverses activités économiques. La pêche et l'aquaculture sont les deux principales sources de revenus pour les communautés vivant près des mangroves (Manson et al., 2005). Par exemple, l'exploitation et la vente des huîtres des palétuviers sont une pratique courante dans le Delta du Saloum au Sénégal, principalement pratiquées par les femmes (Figure 16 et Figure 17). Les mangroves peuvent également être exploitées pour l'apiculture (Figure 18) ou la vente de bois (Das et al., 2022). Enfin, les écotouristes sont de plus en plus attirés par les écosystèmes de mangroves pour l'observation des oiseaux, des mammifères marins et de la flore et la faune uniques (Figure 19) (Friess, 2017).



Figure 16 : « Huître des palétuviers » (*Isognomon alatus*) fixé à des palétuviers (*Rhizophora sp.*) situés dans le Delta du Saloum au Sénégal. Mars 2022. Crédit : Lisa Macera & Elina Delord.



Figure 17 : Femmes de la réserve communautaire de Palmarin au Sénégal triant les huîtres récoltées sur les racines des palétuviers. Mars 2022. Crédit : Lisa Macera.



Figure 18 : Ruche installée dans les mangroves du Delta du Saloum, au Sénégal par l'association « Voiles Sans Frontières » (photo : https://www.mielleriecollectivebordeauxmetropole.fr/images/mcbm/documents/Articles/Compte_rendu_Voiles_sans_Fronti%C3%A8res_2023-06.pdf)



Figure 19 : Illustration de quelques espèces emblématiques des mangroves du Sénégal : (a) : Pélican gris (*Pelecanus rufescens*), (b) : Crabe violoniste (*Uca pugilator*), (c) : Singe vert (*Chlorocebus sabaeus*), (d) : Héron goliath (*Ardea goliath*). Mars 2022. Crédit : Lisa Macera & Elina Delord

1.6.3. Contributions immatérielles

1.6.3.1. Apprentissage et inspiration

Les connaissances détenues par les communautés résidant à proximité des mangroves, concernant leur environnement et les savoir-faire associés, sont transmises de génération en génération. Cela fait du système mangrove-sociétés le gardien d'un savoir précieux.

De plus, les mangroves sont une source d'inspiration pour les artistes. Les œuvres d'art, les poèmes, les histoires et les performances culturelles peuvent mettre en valeur la beauté et la diversité de ces écosystèmes. On peut, à titre d'exemple, citer les œuvres de Binta Diaw, artiste italo-sénégalaise qui s'inspire des palétuviers pour ses sculptures (Figure 20). La présence des mangroves, par leur beauté comme tout écosystème naturel en bon état, contribue également à l'enrichissement culturel de l'humanité.



Figure 20 : Œuvre d'art de l'artiste Binta Diaw intitulé « INFILTRÉES – 5 manières d'habiter le monde ». Crédit : ACACIAS ART CENTER.

1.6.3.2. Expériences spirituelles et bénéfices psychologiques

La mangrove a également une signification symbolique et spirituelle importante. En effet, dans certaines régions, la mangrove est considérée comme un symbole de protection et de régénération, capable de protéger les communautés côtières contre les tempêtes et les inondations au-delà de la seule protection physique. La mangrove est également utilisée comme lieu de culte, où les populations locales viennent prier, faire des offrandes ou placer des représentations divines et spirituelles (Figure 21) (Mitra & Mitra, 2020b).



Figure 21 : « Zangbéto » dans la mangrove du Bénin, gardien vaudou de la nuit. Décembre 2021.
Crédit : Lisa Macera & Elina Delord.

Enfin, la mangrove est souvent utilisée à des fins récréatives par les communautés locales, notamment pour la pêche et les activités nautiques de loisir (pêche à pied, sautoir...). De plus, le paysage formé par la présence des mangroves attire de nombreux visiteurs locaux, qui viennent pour la randonnée, la

baignade et autres activités de plein air. La présence des mangroves contribue donc grandement au bien-être psychologique des communautés humaines (Cormier-Salem, 1999).

1.7. Facteurs de régression des mangroves

D'après des estimations scientifiques mondiales, bien que sujettes à d'éventuelles marges d'erreur significatives, la superficie des mangroves était d'environ 18,8 millions d'hectares en 1980, et elle est descendue à 15,7 millions d'hectares en 2000. Cette diminution équivaut à environ 150 000 hectares chaque année, entraînant une perte cumulative de 35 % de la surface totale de cet écosystème. En termes de taux de disparition annuelle, cela représente une diminution moyenne de 1,75 %, comme indiqué par la FAO en 2005 (FAO, 2005).

Selon les données les plus récentes, en 2020, la superficie mondiale des mangroves est estimée à 14,8 millions d'hectares. Cela indique une diminution d'environ 45 000 hectares par an entre 2000 et 2020. Cette perte cumulative équivaut à environ 6 % de la surface totale de cet écosystème, avec un taux annuel de disparition estimé à 0,3 %, d'après les informations fournies par la FAO en 2023 (FAO, 2023c). Ces résultats suggèrent un ralentissement fort de la disparition des mangroves à l'échelle globale, mais indiquent néanmoins que l'écosystème régresse toujours.

Cette partie passe en revue les principales causes de régression des mangroves dans le monde.

1.7.1. Aquaculture et agriculture

La transformation des mangroves en étangs d'élevage de crustacés ou de poissons, en particulier en bassins dédiés à la crevetticulture, constitue l'une des principales causes historiques de la détérioration des mangroves. Cette pratique est estimée être responsable de la moitié de la déforestation de cet écosystème à l'échelle mondiale (Ashton, 2008). La crevetticulture a enregistré une expansion significative dans les années 1980, notamment en Asie (Figure 22). Par ailleurs, les zones

de mangroves peuvent également subir une conversion pour la culture du riz ou des plantations de palmiers à huile.



Figure 22 : Déforestation des mangroves du delta du Mahakam en Indonésie due à l'implémentation de bassins à crevettes, Crédit : Créocéan.

Bien que de nombreuses politiques de protection des mangroves aient été mises en place à travers le monde ces dernières décennies et qu'un grand nombre de bassins aquacoles soient aujourd'hui abandonnés (Duke et al., 2014 ; Jin-Eong, 1995), le rapport le plus récent de la FAO indique qu'entre

2000 et 2020, 27 % de la déforestation mondiale des mangroves est imputable à l'aquaculture et 17 % à l'agriculture (riz et palmier à huile) (FAO, 2023). Ces facteurs de régression demeurent donc d'actualité, en particulier sur le continent asiatique.

La déforestation n'est pas le seul effet de l'aquaculture et de l'agriculture. Il existe en effet de nombreux effets négatifs collatéraux tels que les modifications de l'hydrologie, la salinisation des sols, l'introduction d'espèces non indigènes et de maladies, la pollution par les effluents, les produits chimiques et les médicaments, la perte de moyens de subsistance et les conflits sociaux (Ashton, 2008).

1.7.2. Régression naturelle des mangroves

Selon le plus récent rapport de la FAO, 26 % du recul des mangroves à l'échelle mondiale entre 2000 et 2020 est attribuable à une régression naturelle, susceptible d'être déclenchée par divers facteurs (FAO, 2023). Ces facteurs incluent les dynamiques sédimentaires côtières qui provoquent naturellement la régression de zones de vasières occupées par des mangroves, les variations naturelles des conditions hydrologiques telles que les changements dans les régimes des marées, les variations naturelles de la salinité de l'eau résultant de facteurs climatiques ou géologiques, les changements dans les modèles d'écoulement d'eau douce pouvant entraîner une modification de la salinité dans les zones de mangrove, ainsi que la compétition naturelle avec d'autres espèces végétales. Un exemple illustratif de la régression naturelle des mangroves est la période de sécheresse prononcée qui a touché le Sénégal dans les années 1970 et 1980. Ce phénomène a eu pour conséquence la perturbation des apports hydriques, le dessèchement des cours d'eau et une importante diminution de la couverture des mangroves (Sakho et al., 2011).

Il est essentiel de souligner que parmi ces facteurs, notamment les facteurs climatiques, certains peuvent être indirectement liés aux activités anthropiques responsables de changements globaux sur

notre planète. Cependant, ces liens de cause à effet indirects sont parfois difficiles à mettre en évidence.

1.7.3. Urbanisation

L'artificialisation des zones côtières et marines est un phénomène mondial, en particulier dans les régions insulaires (Figure 23). Ce phénomène devrait se poursuivre selon les projections les plus récentes (Bugnot et al., 2021).

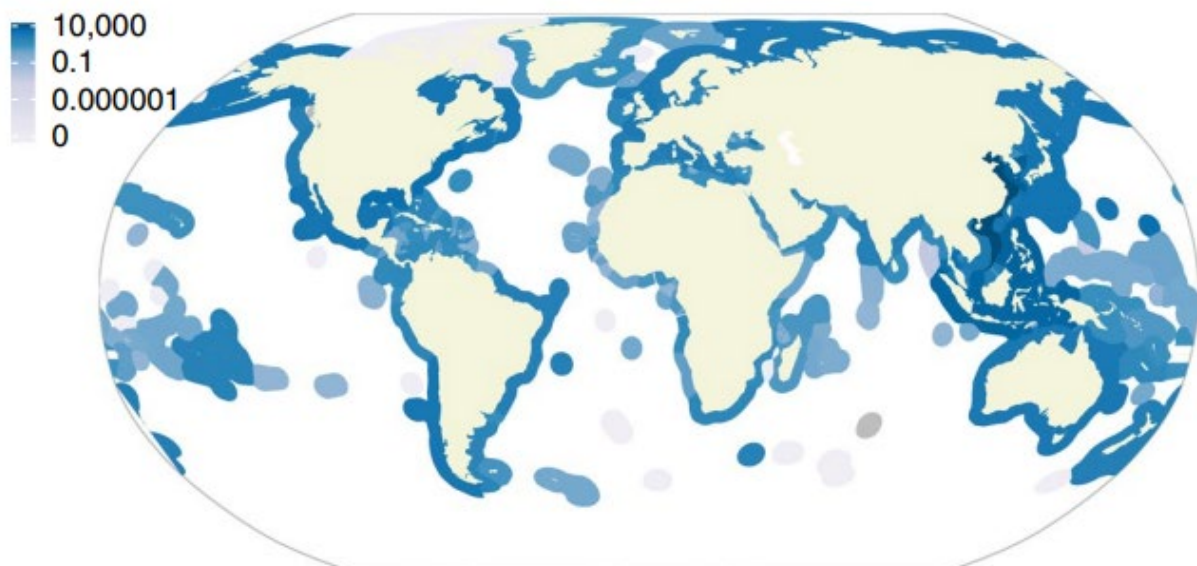


Figure 23 : Répartition mondiale de l'empreinte physique de la construction marine et côtières en km² en 2018 (Bugnot et al., 2021).

Dans les zones tropicales, les mangroves peuvent être défrichées pour laisser place à diverses constructions humaines telles que des zones résidentielles, commerciales, industrielles et routières (Jin-Eong, 1995). Malheureusement, les conséquences de l'urbanisation sont souvent irréversibles, car elles entraînent généralement la destruction totale de l'écosystème naturel. L'urbanisation implique également la construction d'infrastructures qui modifient les flux d'eau vers les mangroves, entraînant

ainsi leur mort. Par exemple, cela peut se produire lors de la construction de barrages, de canaux ou de digues (Chandio et al., 2011 ; Tendeng et al., 2016).

1.7.4. Pollution

Plusieurs types de polluants peuvent affecter les mangroves : les déchets plastiques, les hydrocarbures, les métaux lourds. La présence de macrodéchets, particules faisant 1cm ou plus (Hartmann et al., 2019), dans les mangroves est un problème fréquent (Figure 24). Une étude de 2020 (Van Bijsterveldt et al., 2021) a démontré dans les mangroves d'Indonésie que la présence de macrodéchets au niveau des racines des palétuviers causait une asphyxie de l'arbre, et par conséquent augmentait significativement la mortalité. En effet, dans cette même étude, en moyenne, 17 % du sol au niveau des zones à mangroves était recouvert de déchets, avec des taux variant de 0 % à plus de 75 %. En revanche, les effets de la pollution aux microdéchets comme les microplastiques, c'est-à-dire aux particules de moins de 1 cm (Hartmann et al., 2019) ont été très peu étudiés dans les écosystèmes à mangroves. Néanmoins, une synthèse bibliographique (Deng et al., 2021) a récemment mis en lumière une forte présence de micro plastique dans les mangroves. En effet, comme dit précédemment, les mangroves forment un écotone, frontière entre plusieurs écosystèmes, ce qui a pour conséquence la présence de déchets issus de plusieurs sources.

Concernant les pollutions aux hydrocarbures, les effets sont très difficiles à appréhender. Les palétuviers possèdent des capacités de filtration et de stockage notables. Cependant, des déversements massifs d'hydrocarbures, tels que ceux survenant lors de marées noires, pourraient avoir des effets préjudiciables. Néanmoins, la vérification et la quantification de ces impacts demeurent complexes, comme souligné par Dutrieux en 1989 (Dutrieux, 1989). En revanche, la biodiversité associée aux palétuviers est largement affectée par les hydrocarbures, notamment les poissons et les crustacés. C'est également le cas pour l'être humain (Rahman et al., 2009).

De la même façon, pour la pollution aux métaux lourds, les palétuviers ont la capacité de stocker les métaux lourds jusqu'à un certain seuil. Passé celui-ci, une augmentation de la mortalité peut être observée (Sandilyan & Kathiresan, 2014). Cependant, il est difficile de confirmer ce phénomène, car peu d'études se sont intéressées à cette problématique.



Figure 24 : Macrodéchets plastiques dans les mangroves de Mayotte, Juillet 2023. Crédit : Lisa Macera.

1.7.5. Déforestation par exploitation du bois de palétuviers

Le bois provenant des mangroves a été exploité pour la fabrication de copeaux de bois et de charbon. Dans les années 1980, le Japon a joué un rôle prépondérant dans l'industrie des copeaux (Jin-Eong, 1995). De même, la Malaisie a été citée en exemple pour la production de charbon issu du bois de mangrove (Goessens et al., 2014). Les mangroves de la région Asie-Pacifique ont été principalement ciblées pour ces différents usages. Toutefois, ces pratiques industrielles sont aujourd'hui majoritairement révolues.

Le bois de palétuvier est parfois utilisé par les populations locales, principalement à des fins de construction et comme source de bois de chauffage. La coupe par les communautés locales n'est pas un facteur majeur de disparition de la mangrove (Andrieu, 2008 ; Hagger et al., 2022), mais peut avoir des effets sur la composition et la structure du peuplement (Tindit et al., 2017 ; Walters, 2003).

1.7.6. *Catastrophes naturelles*

Comme mentionné précédemment, les mangroves sont en mesure de réduire les impacts de certains événements climatiques extrêmes. En revanche, dans le cas de catastrophes majeures avec une intensité extrêmement élevée, les mangroves peuvent subir des dommages partiels ou complets. Par exemple, lors d'un tsunami en Indonésie, provoquée par un tremblement de terre de magnitude 8,2 en 1996, plus de la moitié des palétuviers de l'île de Biak ont été déracinée en raison de la force des vagues (Hamuna, Kalor, & Tablaseray, 2019).

2. LA RESTAURATION DES MANGROVES : UN CONSTAT D'ÉCHEC MONDIAL

2.1. Définitions de la restauration

Plusieurs définitions de la restauration écologique et de ses objectifs existent. Selon la *Society for Ecological Restoration* (SER) en 2004, la restauration écologique est « *le processus qui vise à assister l'auto-régénération des écosystèmes qui ont été dégradés, endommagés ou détruits* ». Plus précisément, cela implique une action intentionnelle qui initie, accompagne ou accélère le rétablissement d'un écosystème perturbé à une condition passée considérée comme « naturelle », non impactée par l'être humain (Brown et al., 2014).

Cependant, ce concept suscite la controverse dans la littérature. Certains auteurs considèrent que les écosystèmes sont constamment en évolution, et chercher à restaurer un état passé (et a fortiori considéré comme « naturel ») est à la fois complexe et peu avisé, surtout dans un contexte de changement global significatif, comme souligné par Cao et al. (2021) et Zimmer (2018). Ainsi, des méthodes de restauration cherchent plutôt à transformer l'écosystème afin de maximiser les contributions rendues aux populations humaines tout en restaurant les fonctionnalités écologiques, en d'autres termes, de créer un nouvel écosystème durable en phase avec les besoins humains (Zimmer, 2018). En 2009, on trouve une définition de la restauration écologique affirmant que les efforts de restauration écologique devraient viser à conserver et restaurer les écosystèmes historiques viables, tout en préparant simultanément à la conception ou à l'orientation de nouveaux écosystèmes émergents pour garantir la conservation des biens et services écologiques (Jackson & Hobbs, 2009).

En résumé, l'absence d'un consensus clair sur la définition de la restauration des écosystèmes engendre une ambiguïté significative pour les initiateurs de projets de restauration. Pour pouvoir analyser ces initiatives, Il est donc essentiel d'identifier clairement les objectifs de restauration de chaque projet.

2.2. Restauration active et passive

Lorsque l'on parle de restauration écologique, on distingue fréquemment la restauration active de la restauration passive ou proactive (Zimmer et al., 2022). La restauration active implique des actions directes sur l'écosystème visant à le réhabiliter ou le restaurer. Dans le cas des mangroves, cela peut inclure la replantation de palétuviers, la restauration des connexions hydrauliques ou la construction d'infrastructures pour réduire l'érosion ou l'énergie de la houle et des vagues. En revanche, la restauration passive implique des actions indirectes telles que l'arrêt des pressions anthropiques, la sensibilisation des populations locales ou la création de zones protégées en vue de cet arrêt.

Cette distinction stricte est controversée, car la plupart des projets de restauration nécessitent une combinaison d'actions à la fois actives et passives pour être pérennes. Par exemple, l'arrêt des pressions anthropiques (mesure passive) est considéré comme essentiel dans tous les projets de restauration, quelle que soit la méthode de restauration utilisée a posteriori. Par conséquent, une étude récente recommande d'envisager les projets de restauration des mangroves comme un continuum où la restauration active et la restauration passive coexistent (Chazdon et al., 2021). Nous conserverons ce concept dans le cadre de ces travaux de thèse.

2.3. Projets de restauration des mangroves

Les projets de restauration des mangroves ont commencé dans les années 1970 et se sont intensifiés dans les années 1980 et 1990 en réponse à la destruction massive des mangroves dans de nombreuses parties du monde, majoritaire due au développement exponentiel de la crevetticulture à l'échelle mondiale, et tout particulièrement sur le continent asiatique (FAO, 2005). Les premières initiatives de restauration ont été principalement menées par des organisations non gouvernementales (ONG) et des groupes de recherche. Cependant, au fil du temps, les gouvernements, les organismes internationaux ainsi que les entreprises privées ont rejoint le mouvement en apportant leur soutien

financier et opérationnel à des projets de restauration des mangroves (UNEP & TNC, 2014). Aujourd'hui, la restauration des mangroves est une pratique courante dans de nombreuses régions du monde.

Au fil du temps, certains projets de restauration des mangroves ont évolué en adoptant des approches plus intégrées et holistiques. Initialement centrés sur la replantation de palétuviers (la plupart du temps de manière monospécifique) pour rétablir la couverture végétale, ces efforts ont évolué suite à des études démontrant que la seule plantation de palétuviers ne suffit pas toujours à une restauration complète des mangroves (Duke et al., 2014 ; Primavera & Esteban, 2008). En effet, au début des années 2000, l'approche dite EMR (« *Ecological Mangrove Restoration* ») se met en place. Cette approche souligne l'importance de restaurer les conditions environnementales et hydrologiques pour favoriser une régénération naturelle des mangroves. Cette méthode a été popularisée par des auteurs tels que Lewis (2005), qui a joué un rôle déterminant dans la définition des principes de l'EMR. Un peu plus tard dans les années 2000, l'approche EMR a évolué pour laisser place à l'approche CBEMR (« *Community Based Ecological Mangrove Restoration* »). Cette approche intègre un volet communautaire important dans les projets de restauration des mangroves. Elle ne se contente pas seulement de se concentrer sur la restauration des processus écologiques nécessaires au développement des mangroves, mais souligne également l'importance de l'engagement et de la participation active des communautés locales dans les projets (Quarto, 2012).

Ainsi, des initiatives de restauration des mangroves plus holistiques sont apparues, tenant compte des dimensions sociales, économiques et environnementales dans leur ensemble. Cela englobe la participation communautaire, la sensibilisation à l'environnement, l'analyse de la dynamique hydrologique ou la gestion des sols (Flores-Verdugo et al., 2007 ; Primavera et al., 2012).

2.4. L'échec des projets de restauration des mangroves

Bien que des ressources financières et humaines considérables aient été investies dans la restauration des mangroves, de très nombreux auteurs ont démontré un échec généralisé des projets par rapport à leurs objectifs initiaux (Hai et al., 2020 ; Kodikara et al., 2017 ; Laulikitnont, 2014 ; Lovelock et al., 2022 ; Romañach et al., 2018 ; Walters et al., 2008).

Plusieurs pistes ont été évoquées dans la littérature scientifique pour expliquer ces échecs :

- Le manque de participation communautaire : les projets de restauration des mangroves qui ne prennent pas en compte les besoins, les préoccupations et les désirs des communautés locales peuvent échouer (Primavera et al., 2012).
- Des conditions environnementales défavorables : Les mangroves requièrent des conditions environnementales spécifiques pour se développer. Les projets de replantation de palétuviers échouent fréquemment si ces conditions n'ont pas préalablement été évaluées et prises en compte dans le choix du site et, si nécessaire, restaurées. (Kamali & Hashim, 2011).
- Des mesures de restauration inadaptées : certaines mesures de restauration des mangroves peuvent ne pas être adaptées aux conditions locales, ou ne pas être efficaces pour restaurer la structure et la fonctionnalité des socio-écosystèmes de mangroves (Ellison, 2000 ; Kamali & Hashim, 2011).

Cependant, en raison d'un manque de retour d'expérience et d'évaluation des projets, notamment à long terme (> à 2 ans), il est difficile de pleinement comprendre les raisons des échecs des projets de restauration à l'échelle globale. En effet, sur la multitude de projets de restauration qui ont été entrepris dans le monde, une très faible part a fait l'objet d'évaluation et beaucoup de ces projets ne

sont pas documentés, particulièrement dans la littérature scientifique (Barnuevo et al., 2017; Gatt et al., 2022; Jacob et al., 2018).

Si aujourd'hui la biologie et l'écologie des mangroves sont des sujets bien documentés dans la littérature scientifique, celui de la restauration écologique révèle des lacunes, particulièrement en ce qui concerne les approches appliquées, c'est-à-dire celles qui dépassent le cadre analytique afin de proposer des méthodes, des outils et des recommandations adaptés aux contraintes des porteurs de projets de restauration et à la réalité de la gestion environnementale.

En effet, la restauration écologique représente aujourd'hui un défi majeur, se caractérisant par sa mutation progressive en une vaste entreprise internationale marquée par d'importants intérêts économiques et politiques, touchant aussi bien les acteurs publics que privés (Mohr & Metcalf, 2018).

Les réglementations environnementales, tant au niveau national qu'international, imposent désormais des normes rigoureuses concernant l'exploitation, la restauration et la préservation des écosystèmes. Ceci requiert l'adoption d'approches multidisciplinaires, mêlant écologie, sciences sociales et économie, pour développer des outils et des recommandations qui seront réellement pris en compte par les initiateurs de projets. L'objectif est de rétablir un lien entre la gestion environnementale et la recherche scientifique, deux domaines entre lesquels le dialogue peut s'avérer difficile. La création d'outils et de méthodes scientifiquement pertinents, tout en tenant compte efficacement des réalités socio-économiques, représente ainsi un défi majeur.

Voilà pourquoi il est important d'étudier les succès et échecs des projets de restauration des mangroves avec un regard critique, afin d'en retirer des recommandations, des outils et des méthodes applicables, tout en tentant au maximum d'intégrer étroitement les communautés humaines vivant à proximité des mangroves dans cette approche.

3. PRÉSENTATION DU CADRE CONCEPTUEL DES TRAVAUX DE THÈSE

3.1. Choix du cadre conceptuel

Le choix du cadre conceptuel est une démarche fondamentale dans l'élaboration d'un projet de recherche, car il établit le socle théorique et méthodologique qui oriente le projet. La recherche en géographie, écologie et en gestion de l'environnement s'appuie sur une variété de concepts pour explorer les interactions complexes entre la nature et la société. Parmi ces concepts, les notions de géosystème, d'anthroposystème et de Système Socio-Ecologique (SES) ont été proposées pour structurer la compréhension de ces dynamiques.

Dans un premier temps, le concept de géosystème, introduit par Bertrand & Tricart (1968), permet l'analyse des interactions complexes entre un territoire, ses acteurs et les éléments biophysiques qui le composent. Fondé sur une perspective géographique, il vise à systématiser l'étude des environnements en considérant les dynamiques spatiales et les processus naturels dans leur intégralité. Le géosystème, en tant que cadre d'analyse, permet de décrypter les mécanismes régissant les modifications paysagères et les influences réciproques entre la société et son espace de vie. Malgré sa capacité à offrir une compréhension holistique des phénomènes territoriaux, l'ancrage disciplinaire du géosystème dans le domaine de la géographie peut représenter une limite à son application dans des contextes nécessitant une approche plus transversale.

Dans un second temps, l'anthroposystème est un concept majoritairement ancré dans la littérature francophone (Berque, 2016). Il propose une intégration des dimensions humaines au sein des écosystèmes. Cette approche se distingue par un examen des interactions entre les composantes socio-économiques, culturelles et environnementales, remettant en question la dichotomie conventionnelle entre nature et culture. Elle met en évidence la nécessité d'appréhender les systèmes écologiques et humains comme des entités interdépendantes et coévolutives. Les principaux éléments

de l'anthroposystème englobent l'analyse des pratiques de gouvernance, des modes de vie et des impacts anthropiques sur l'environnement, soulignant les implications pour la conservation et la gestion durable des ressources naturelles. Cependant, le rayonnement international de l'anthroposystème est limité ce qui constitue un obstacle à son influence sur les discussions et politiques environnementales mondiales.

Face à ces contraintes, le cadre des Systèmes Socio-Écologiques (SES) développé par Elinor Ostrom offre une alternative plus holistique et universellement reconnue (Ostrom, 2009). Ce cadre conceptuel se distingue par sa capacité à englober et à intégrer les dimensions écologiques, économiques, sociales et politiques des interactions homme-nature. La force du cadre SES réside dans sa flexibilité et son applicabilité à divers contextes et échelles d'analyse, permettant ainsi une exploration multidimensionnelle des enjeux liés à la gestion et à la conservation des ressources naturelles. La reconnaissance internationale du travail d'Ostrom, couronnée par le Prix Nobel d'Économie en 2009 pour son analyse de la gouvernance économique, notamment des biens communs, souligne l'importance et la pertinence de son approche pour les études contemporaines (Ostrom, 2009).

3.2. Introduction au cadre conceptuel d'Ostrom

Pour aborder les questions de recherche soulevées, nous proposons d'adopter le cadre des Systèmes Socio-Ecologiques, issu des travaux d'Ostrom (Ostrom, 2009). Ce modèle s'avère particulièrement pertinent pour examiner les projets de restauration des mangroves, socio-écosystèmes complexes et dynamiques étroitement liés aux activités et au bien-être des communautés locales (Dahdouh-Guebas et al., 2021). Ce cadre fournit un outil pour étudier des projets complexes qui permet de s'assurer qu'aucun élément principal n'est oublié lors de l'analyse (Partelow et al., 2021).

3.3. Application du cadre conceptuel d'Ostrom à la restauration des mangroves

Le cadre conceptuel d'Ostrom a été largement utilisé pour décrire divers écosystèmes (Lacroix & Richards, 2015 ; Partelow et al., 2021 ; Pollnac et al., 2010). Cependant, peu d'études l'ont pleinement appliquée à l'analyse des projets de restauration des mangroves. Le cadre d'Ostrom offre une grille de lecture permettant d'appréhender la complexité des projets de restauration des mangroves. Il permet de contextualiser les projets dans un ensemble plus vaste d'interactions socio-écologiques et de gouvernance. Cette approche est particulièrement adaptée pour traiter des questions telles que la durabilité des pratiques de restauration, l'engagement des communautés locales et l'efficacité des politiques de gestion des mangroves, qui sont au cœur de notre problématique.

Les éléments du cadre d'Ostrom sont souvent représentés sous la forme d'un diagramme. Dans le cadre de ces travaux de thèse, un diagramme spécifique à la restauration des mangroves est proposé (Figure 25).

les zones de vasières et les herbiers marins. Dans le cadre de ces travaux de thèse, cet élément permet de comprendre comment les caractéristiques environnementales des systèmes ressources influencent les efforts de restauration et la durabilité écologique. Par exemple, dans un projet de restauration des mangroves, RS1 pourrait représenter les zones de tannes où les populations locales récoltent des coquillages, tandis que RS2 pourrait concerner les zones de mangroves dégradées cibles pour la restauration, distinguant ainsi les habitats.

- **Les Unités de Ressources (UR)** : Les Unités de Ressources se définissent comme les éléments spécifiques ou les entités au sein des Ressources Systèmes (RS) qui sont essentiels à la gestion et à la restauration de ces écosystèmes. Ces unités comprennent non seulement les composantes biologiques telles que les espèces de palétuviers et la faune associée (par exemple, les populations de crabes et les stocks de poissons), mais aussi des éléments anthropiques tels que le bétail, lorsque leur présence influence l'écosystème des mangroves. Par exemple, dans le cadre d'un projet de restauration, UR1 pourrait faire référence à une espèce spécifique de palétuvier révélant une importance écologique et économique particulière. En revanche, UR2 pourrait se référer aux populations de crabes, jouant un rôle essentiel non seulement dans la dynamique écologique par leur contribution à l'aération du sol et à la décomposition des matières organiques, mais également en tant que source de subsistance pour les communautés locales.
- **Le Système de Gouvernance (GS)** : Ce volet analyse les politiques, les réglementations et les structures institutionnelles qui encadrent la restauration et la gestion des mangroves, y compris la participation des communautés locales et des organisations non gouvernementales. Par exemple, GS1 pourrait représenter les politiques locales de gestion

communautaire des mangroves, tandis que GS2 pourrait concerner les réglementations nationales ou internationales pour la conservation des zones humides.

- **Les Acteurs (A)** : Les acteurs impliqués dans la restauration des mangroves incluent les communautés locales, les ONG, les organismes gouvernementaux, les chercheurs et les parties prenantes internationales. Leurs interactions, motivations et objectifs sont cruciaux pour le succès des initiatives de restauration. Par exemple, A1 pourrait inclure les communautés locales dépendant des mangroves pour leur subsistance, A2 le maître d'œuvre de la restauration et A3, le maître d'ouvrage.
- **Les Résultats (O)** : Les résultats se réfèrent à l'efficacité des projets de restauration principalement évaluée en fonction des objectifs initiaux définis pour la restauration. Par exemple, O1 pourrait représenter l'augmentation du couvert en mangroves, O2 la protection contre les effets des aléas climatiques, O3 le maintien de l'économie locale.
- **Les Interactions (I) et les Résultats (O)** : L'analyse des interactions entre les différentes composantes et les résultats obtenus permettent de comprendre l'efficacité des stratégies de restauration, d'identifier les bonnes pratiques et les défis, et de proposer des améliorations.

4. PRINCIPAUX SITES GÉOGRAPHIQUES D'ÉTUDES

Dans le cadre de ce travail de thèse, cinq projets comprenant un total de dix sites de restauration ont été spécifiquement examinés en tant qu'études de cas. La localisation des sites est présentée Figure 26.

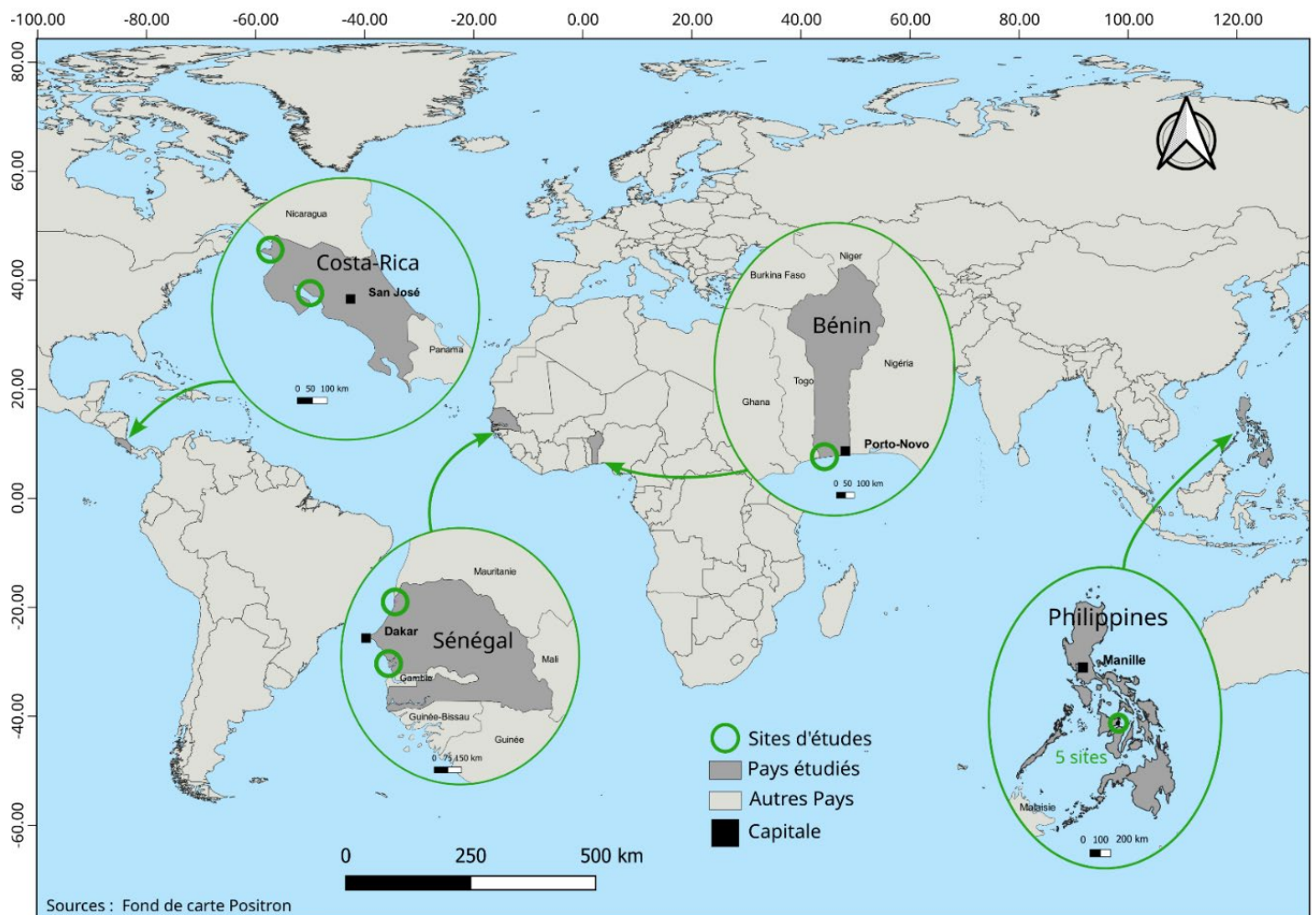


Figure 26 : Localisation des principaux sites d'étude dans le monde. Crédit : Oliver-James Crook & Lisa Macera.

Tous ces sites font partie de projets menés dans le cadre de l'Initiative Mangrove du FFEM (Fonds Français pour l'Environnement Mondial), partenaire du projet de recherche. Les sites de restauration

considérés dans cette étude sont qualifiés de « sites pilotes », indiquant ainsi que leur objectif principal est la mise en œuvre et l'évaluation de méthodes ou d'approches novatrices en matière de restauration écologique. Leur finalité est de servir de modèles ou de références pour des initiatives de restauration de plus grande envergure. La sélection de ces projets a été guidée par une certaine « urgence écologique » où les mangroves sont envisagées comme une solution fondée sur la nature (SFN) afin de protéger des populations humaines vulnérables face aux effets des aléas climatiques et d'autres changements globaux d'origine anthropique, tels que l'érosion côtière ou la raréfaction des ressources alimentaires.

Un critère essentiel dans la sélection des sites a été leur répartition sur plusieurs continents, dans le but de favoriser un partage d'expériences et de pratiques à travers un réseau de projets interconnectés.

Le FFEM a procédé par un appel à projets pour sélectionner diverses initiatives. La décision de les inclure comme cas d'étude de ce travail de thèse repose sur la diversité des méthodes de restauration employées, des défis environnementaux et socio-économiques des territoires ainsi que sur la disponibilité de la documentation relative à chaque site. En collaborant avec le FFEM, il a été possible d'accéder à l'intégralité des productions réalisées dans le cadre de ces projets (rapport de faisabilité, rapport d'avancement, rapport d'évaluation, documents de valorisation, etc.). Cette dernière caractéristique représente une opportunité précieuse dans un domaine de recherche où les retours d'expériences documentés font souvent défaut.

Cette section offre une synthèse géographique des divers sites de restauration inclus dans l'Initiative Mangroves. Elle décrit les principales caractéristiques des mangroves de chaque territoire, ainsi que le contexte socio-économique associé. L'objectif est de comprendre l'intérêt d'étudier ces sites qui ont fait l'objet d'une restauration écologique.

4.1. Le Sénégal

L'un des sites de restauration des mangroves du Sénégal est situé dans le delta du Saloum ; l'autre se trouve à proximité de l'embouchure du fleuve Sénégal au nord du pays (Figure 27).

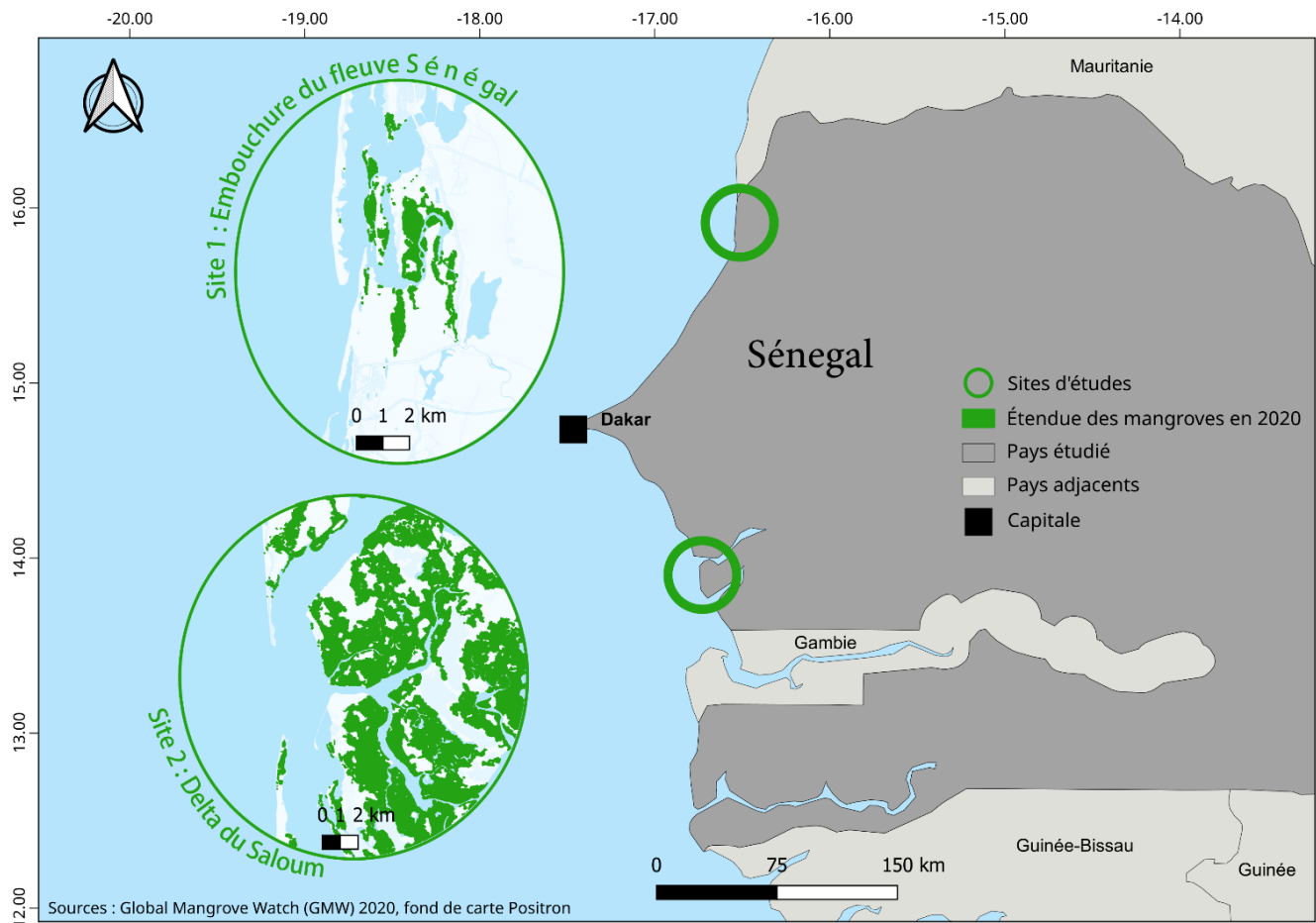


Figure 27 : Localisation des deux sites sénégalais étudiés. Crédit : Oliver-James Crook et Lisa Macera.

4.1.1. Caractéristiques générales des mangroves du Sénégal

Selon la FAO, il y avait environ 169 000 ha de mangroves au Sénégal en 1980, 145 000 ha en 1990, 127 000 ha en 2000 et 115 000 ha en 2005 (FAO, 2005). Soit une diminution d'environ 32 % des mangroves en 25 ans. Les plus récentes données de la littérature à l'échelle de l'ensemble du territoire

Sénégalais remontent à 2017, une analyse d'images satellites à haute résolution a estimé que la superficie des mangroves au Sénégal était d'environ 300 000 ha (Liu et al., 2021). D'autres auteurs ont également noté cette tendance récente à l'augmentation des surfaces en mangroves au Sénégal (Andrieu et al., 2020; Fent et al., 2019; Lombard et al., 2021). Cependant, l'écart considérable entre les estimations historiques de la FAO et les données de Liu et al. (2021) suggère une différence trop importante pour être réaliste, soulignant les défis méthodologiques liés aux estimations de surface des mangroves. Cette situation met en lumière la difficulté de générer des données fiables. En effet, la FAO compile différentes données issues de différentes sources utilisant des méthodologies différentes afin d'estimer les surfaces à l'échelle du territoire, pouvant biaiser les résultats. Dans le cadre de ce travail, nous reconnaissons donc le consensus parmi plusieurs auteurs concernant la tendance à la régénération naturelle des mangroves au Sénégal. Toutefois, nous adoptons une approche prudente concernant la pertinence des superficies exactes de mangroves au Sénégal mentionnées dans la littérature.

Les mangroves sont principalement réparties sur trois zones sur le territoire Sénégalais : dans le delta du fleuve Casamance, dans le delta du Sine-Saloum et à l'embouchure du fleuve Sénégal.

Selon l'Inventaire National de la Biodiversité (INBio) du Sénégal, six espèces de palétuviers sont présentes sur les côtes sénégalaises : *Avicennia germinans*, *Conocarpus erectus*, *Languncularia racemosa*, *Rhizophora harissonii*, *Rhizophora mangle* et *Rhizophora racemosa*. Enfin, il convient de souligner que les palétuviers les plus fréquemment observés au Sénégal sont les espèces du genre *Rhizophora*.

4.1.2. Importance socio-économique des mangroves sénégalaises

Les écosystèmes de mangroves au Sénégal jouent un rôle important dans l'économie nationale, en particulier à travers la pêche, la récolte de coquillages et le tourisme. La pêche représente une contribution significative à l'économie du Sénégal, contribuant à près de 3,2 % du Produit Intérieur Brut (PIB) national et fournissant environ 53 000 emplois directs et plus d'un demi-million d'emplois indirects (FAO, 2023a). Ce secteur est majoritairement constitué par la pêche artisanale et la transformation des produits de la mer. Les zones côtières dotées de mangroves revêtent une importance capitale pour l'industrie de la pêche. En effet, les mangroves, en raison de leur rôle crucial en tant que nurseries, contribuent à maintenir des stocks de poissons pérennes dans ces zones, jouant ainsi un rôle indispensable pour les activités de pêche qui s'y déroulent. La préservation et la restauration des mangroves revêtent donc une grande importance pour la durabilité de l'industrie de la pêche.

Le tourisme lié aux mangroves joue également un rôle important dans l'économie nationale. Le tourisme représente environ 6.8 % du PIB national du Sénégal (agence sénégalaise de promotion touristique, 2023). Ce secteur fait partie intégrante de la phase deux du Plan Sénégal Emergent (PSE), lancé en 2014, qui vise à positionner le Sénégal parmi les principales destinations touristiques africaines. Il est estimé que le tourisme génère environ 150 000 emplois directs et indirects au Sénégal. Le Sénégal, avec ses zones de mangroves riches et diversifiées, attire les touristes intéressés par la nature et le tourisme culturel. Des régions, comme le delta du Sine-Saloum, caractérisées par leurs vastes écosystèmes de mangroves, jouent un rôle significatif dans l'attraction des visiteurs.

Enfin, les communautés sénégalaises entretiennent un lien unique et précieux avec les mangroves. Les villages situés à proximité des mangroves bénéficient non seulement des ressources matérielles offertes par ces écosystèmes, mais également de bienfaits immatériels. La présence des mangroves

offre un cadre de vie agréable et contribue grandement au bien-être des populations, en leur fournissant des zones de loisirs et de détente (Cormier-Salem, 1994). Le savoir détenu sur leur environnement naturel, notamment les mangroves, est transmis de génération en génération, créant un lien fort d'appartenance à un groupe au sein de ces communautés. Enfin, la mangrove est également porteuse d'une symbolique importante, où les différentes espèces présentes dans les mangroves sont considérées comme sacrées et porteuses de valeurs et de savoirs profondément ancrés dans les croyances locales.

Ces données soulignent l'importance socio-économique des mangroves au Sénégal, démontrant leur rôle central dans l'économie nationale et le bien-être des communautés locales. La préservation et la gestion durable de ces écosystèmes sont donc essentielles pour maintenir ces diverses contributions.

4.1.3. Facteurs de changement environnemental et socio-économique sur les mangroves sénégalaises

Historiquement, la principale cause des fluctuations des surfaces en mangroves au Sénégal est liée à la sécheresse que le pays a connue dans les années 1970 et 1980 (Ndong, 1995). Cette sécheresse est principalement attribuée à des changements dans les schémas de circulation atmosphérique et les conditions océaniques, qui ont réduit les précipitations. Elle s'insère dans un cycle naturel avec des phases assez irrégulières (quelques décennies) humides ou sèches depuis au moins 150 ans (Nicholson, 2013). La baisse des précipitations a diminué le débit des fleuves, augmentant la salinité des zones côtières, stressant ainsi les écosystèmes de mangroves. Depuis la fin des années 1990 et le début des années 2000, avec la reprise des précipitations (Nicholson, 2005) les mangroves du Sénégal se sont régénérées spontanément (Andrieu et al., 2020) en parallèle d'un reverdissement du sahel en général (Dardel et al., 2014).

Le Sénégal fait également face à des défis d'érosion côtière et de montée du niveau de la mer, avec des impacts déjà identifiés, notamment dans certaines zones vulnérables où des villages ont été détruits et des populations entières ont dû se déplacer à l'intérieur des terres (Ndour et al., 2018).

De plus, avec une population d'environ 16,7 millions d'habitants, le Sénégal connaît une urbanisation croissante, principalement dans les zones côtières, impactant les mangroves (Sy & Sané, 2011). Le pays affiche un taux d'urbanisation d'environ 41,08 % (Agence Nationale de la Statistique et de la Démographie (ANSD), 2006) et se classe au 168^e rang sur 189 pays en termes d'IDH (Indice de Développement Humain) (0,512 en 2019), reflétant des défis en matière d'éducation, de santé, de revenu, et de gestion environnementale. La gestion des déchets est particulièrement problématique, entraînant une pollution importante dans les milieux naturels, notamment les mangroves.

Enfin, bien que les mangroves soient protégées des coupes et des conversions depuis l'ère coloniale, le code de l'environnement sénégalais ne faisait pas explicitement référence à leur gestion ou leur protection jusqu'en 2004. La loi d'orientation agrosylvopastorale (loi n°2004-16) a ensuite interdit le défrichement des zones de mangroves (art.39), mais en raison de contraintes techniques et financières, le code est peu appliqué et contrôlé.

Néanmoins, il est important de noter qu'au Sénégal, la gestion communautaire prend une place croissante dans la gestion et la conservation des écosystèmes, qui est de plus en plus reconnue par le gouvernement. Les assemblées communautaires sont très répandues, notamment pour la pêche, et semblent être plus efficace que les législations nationales qui peinent à être appliquées correctement. Ce dernier point soulève l'importance critique de l'implication des communautés locales dans les projets de restauration des mangroves.

4.1.4. Spécificité des sites de restauration

Le premier site est situé à l'embouchure du fleuve Sénégal et plus spécifiquement au niveau de la Langue de Barbarie. La Langue de Barbarie est un cordon de sable s'étirant sur plusieurs kilomètres du sud de la ville de Saint-Louis à l'embouchure du fleuve Sénégal. Le site a été classé Parc National « de la Langue de Barbarie » (PNLB). Le parc a été créé en 1976 dans le but de protéger la biodiversité de la région, en particulier les habitats côtiers et les oiseaux qui y vivent. Il a été désigné comme site Ramsar (n°2467), ce qui signifie qu'il est reconnu comme une zone humide d'importance internationale. La gestion du Parc National de la Langue de Barbarie est assurée par l'Agence nationale des parcs nationaux du Sénégal (ANPN).

Le deuxième site d'étude est situé dans la zone tampon de la Réserve de Biosphère du Delta du Saloum (RDBS). La gestion de la RDBS est complexe en raison de la nécessité de respecter un ensemble diversifié de politiques, de lois et de réglementations, ainsi que de collaborer avec plusieurs institutions. En effet, cette réserve possède plusieurs statuts, étant à la fois reconnue comme une réserve de biosphère depuis 1981, une zone humide d'importance internationale depuis 1984, tout en comprenant des zones sous le statut de Parc National (PN), de Forêt Classée (FC), d'Aire Marine Protégée (AMP), de Réserve Naturelle Communautaire (RNC), et de réserve animalière. En ce qui concerne notre site d'étude, il est situé dans une zone de Forêt Classée, la coupe du bois y est interdite et les activités de pêche sont réglementées. Il est important de noter que le delta du Saloum abrite une très grande superficie de mangroves. Ces mangroves, en très bon état, constituent, dans le contexte de cette étude, un site de référence caractérisé par une faible dégradation et une dynamique de régénération naturelle prononcée (Andrieu et al., 2020).

4.2. Le Bénin

Le site étudié dans le cadre de ce travail est situé au niveau de l'embouchure du fleuve Mono, plus exactement, au niveau de la bouche du Roy au sud du pays (Figure 28).

4.2.1. Caractéristiques générales des mangroves du Bénin

Au sud du Bénin, la ligne côtière s'étend sur seulement 121 kilomètres. Selon la FAO (2005), il y avait environ 2 100 ha de mangroves au Bénin en 1980, 1 650 ha en 1990, 1 350 ha en 2000 et 1 150 ha en 2005, soit une diminution de 45 % en 25 ans. Une étude récente a estimé qu'environ 62 % des mangroves ont disparu au Bénin entre 1988 et 2001, mais a également noté une croissance d'environ 19 % entre 2001 et 2019, suggérant une tendance à la régénération naturelle (Zanvo et al., 2021). On dénombre au Bénin cinq espèces de palétuviers : *Rhizophora mangle*, *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora harrisonii*, *Avicennia germinans*, et *Laguncularia racemosa* (Orekan et al., 2019 ; Sinsin et al., 2010).

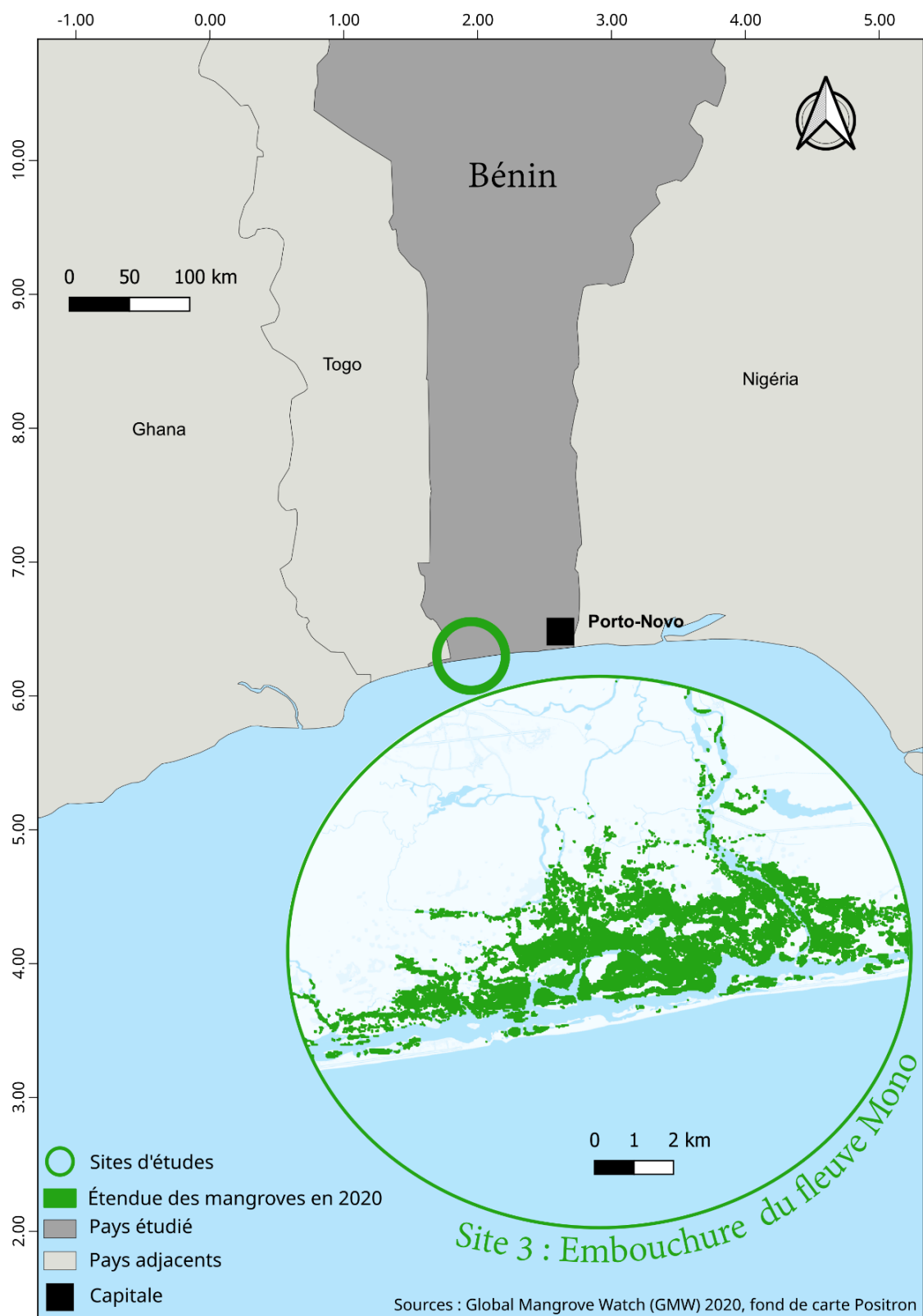


Figure 28 : Localisation du site béninois étudié. Crédit : Oliver-James Crook et Lisa Macera.

4.2.2. Importance socio-économique des mangroves béninoises

Dans un premier temps, les mangroves au Bénin sont essentielles pour le secteur de la pêche, qui représente une activité économique majeure. En effet, la pêche contribue environ à 3 % du produit PIB du Bénin (COMHAFAT, 2014). Ce secteur fournit également des emplois à environ 15 % de la population active du pays, garantissant ainsi des moyens de subsistance à de nombreuses familles (COMHAFAT, 2014). La pêche artisanale, pratiquée principalement dans les zones côtières où se trouvent les mangroves, est particulièrement importante pour la sécurité alimentaire locale.

De la même façon, le tourisme joue un rôle important dans l'économie béninoise. Le secteur du tourisme contribue à hauteur de 2,6 % au PIB national, représentant 5,6 % des emplois (World Bank, 2017). Le pays soutenu par la World Bank a établi un plan de croissance du PIB avec comme objectif d'arriver à 10 % de part du PIB attribué au tourisme. Avec la beauté naturelle et la biodiversité des mangroves, le Bénin a un haut potentiel touristique. Des sites tels que le Parc national du Lac Nokoué et la Réserve de biosphère du Mono, riches en mangroves, sont des destinations populaires.

Ces données soulignent l'importance cruciale des mangroves dans divers secteurs de l'économie béninoise.

Dans un second temps, tout comme le Sénégal, les communautés béninoises entretiennent un lien fort avec les écosystèmes de mangroves. Le Bénin, berceau du Vaudou, est un pays riche d'une histoire et d'une culture profondément enracinées dans les traditions ancestrales. Le vaudou est plus qu'une simple pratique religieuse ; il est intégré à l'identité même du Bénin. Les divinités vénérées, ou loas, incarnent divers aspects de la vie et de l'univers, régissant tout, des éléments naturels aux affaires humaines. Ainsi, certaines initiatives de restauration des mangroves explorent l'approche de sacralisation de ces écosystèmes comme outil de conservation (*Sacralising the Mangrove to Preserve Them in the Bouche Du Roy*, BENIN ECOTOURISM CONCERN). Cette méthode consiste à intégrer des

pratiques et des croyances locales, en désignant une partie des mangroves comme étant sacrée, dans le but de renforcer leur protection par les communautés locales. La sacralisation des mangroves s'appuie sur la vénération et le respect traditionnels pour certains espaces naturels, considérés comme habités ou protégés par des esprits ou des divinités. En reconnaissant ces zones comme sacrées, les initiatives de conservation cherchent à encourager les communautés à préserver activement leur environnement naturel, en limitant les activités potentiellement nuisibles comme la coupe de bois ou la conversion des terres.

Cependant, cette stratégie de conservation n'est pas sans controverses. Critiquée pour être une manipulation des croyances locales, l'utilisation de la sacralisation comme outil de conservation soulève des questions éthiques importantes. Transformer des pratiques spirituelles et culturelles en instruments de politique environnementale pourrait altérer leur signification originale et exploiter les convictions des communautés pour des fins extérieures à leur contexte traditionnel. De plus, cette approche risque de simplifier à outrance la complexité des croyances et des pratiques spirituelles locales, en les réduisant à des outils fonctionnels pour la conservation.

4.2.3. Facteurs de changement environnemental et socio-économique sur les mangroves béninoises

Avec environ 12 millions d'habitants et des taux de natalité élevés, le Bénin connaît une croissance démographique significative. Cette augmentation de la population entraîne des besoins accrus en termes de logement, d'infrastructures et de ressources, influençant directement l'utilisation des terres et l'environnement. Cette urbanisation croissante est majoritairement localisée au niveau du littoral au sud du pays qui s'étend sur une ligne côtière étroite, où se situent les mangroves. De la même façon, le nord du pays subit des conflits géopolitiques importants, rendant la zone instable et dangereuse,

ainsi la majorité de la population et des activités économiques et touristiques se situent au sud du pays, focalisant les pressions anthropiques au niveau du littoral.

De plus, les perturbations des connexions hydrauliques, causées par des actions humaines, représentent une menace importante pour les mangroves au Bénin. Notamment, la construction du barrage de Nangbeto en 1987 sur le fleuve Mono qui a drastiquement diminué les apports en eau douce, intensifié l'érosion côtière et contribué à un recul significatif des mangroves dans l'estuaire du fleuve (Rossi, 1996).

Enfin, les palétuviers sont également utilisés par les communautés locales comme source d'énergie, majoritairement pour la préparation de repas et la production de sel (Orekan et al., 2019), mais aucune étude n'a chiffré ces volumes ni sa contribution aux dynamiques passées.

Concernant le statut de protection des mangroves au Bénin, elles bénéficient d'une protection légale depuis la promulgation de la loi n°2002-16 du 16 octobre 2002 relative à la protection, la conservation et la gestion de la faune sauvage et des aires protégées en République du Bénin. Cette loi reconnaît les mangroves comme des écosystèmes sensibles et établit un cadre réglementaire pour leur protection, leur conservation et leur gestion. Les mangroves sont également protégées par la loi n°2007-19 du 19 février 2007 relative à la gestion de l'environnement en République du Bénin. En vertu de cette loi, toutes les activités susceptibles d'avoir des effets négatifs sur les mangroves, telles que l'exploitation forestière, la construction d'infrastructures et l'agriculture, doivent être soumises à une évaluation environnementale préalable et à une autorisation administrative avant d'être entreprises.

Enfin, les communautés locales semblent enclines à la protection et à la restauration des mangroves, comme le démontre une étude réalisée dans la région de Grand Popo (Gnansounou et al., 2021). Dans cette étude, des enquêtes de terrain ont démontré que les communautés locales reconnaissent la

nécessité de restaurer et de conserver durablement les mangroves (82,2 % pour la restauration, 68,3 % pour la conservation).

4.2.4. Spécificité du site de restauration

Notre site d'étude fait partie de la Réserve de Biosphère Transfrontière du Delta du Mono (RBTDM), créé en 2017 par l'UNESCO. Il s'agit également d'un site classé RAMSAR (n°1017). Les structures gérant la réserve sont le ministère de l'Environnement Chargé de la Gestion des Changements Climatiques, du Reboisement et de la Protection des Ressources Naturelles et Forestières (MECGCCRPRNF) et le CEntre NATional de Gestion des REserves de Faune (CENAGREF).

Le site de restauration est situé au niveau de la Bouche du Roy. Cet espace représente un écosystème de mangroves d'une importance écologique et culturelle significative au Bénin. Elle couvre une superficie notable englobant plus de 500 hectares de mangroves. Au total, 17 villages, impliquant environ 850 personnes, participent activement à la gestion des ressources existantes dans cette aire de conservation, suivant une convention locale et un plan de gestion territoriale.

4.3. Le Costa Rica

Les deux sites étudiés dans le cadre de ce travail sont situés au nord du pays, sur la côte ouest, côté Océan Pacifique (Figure 29).

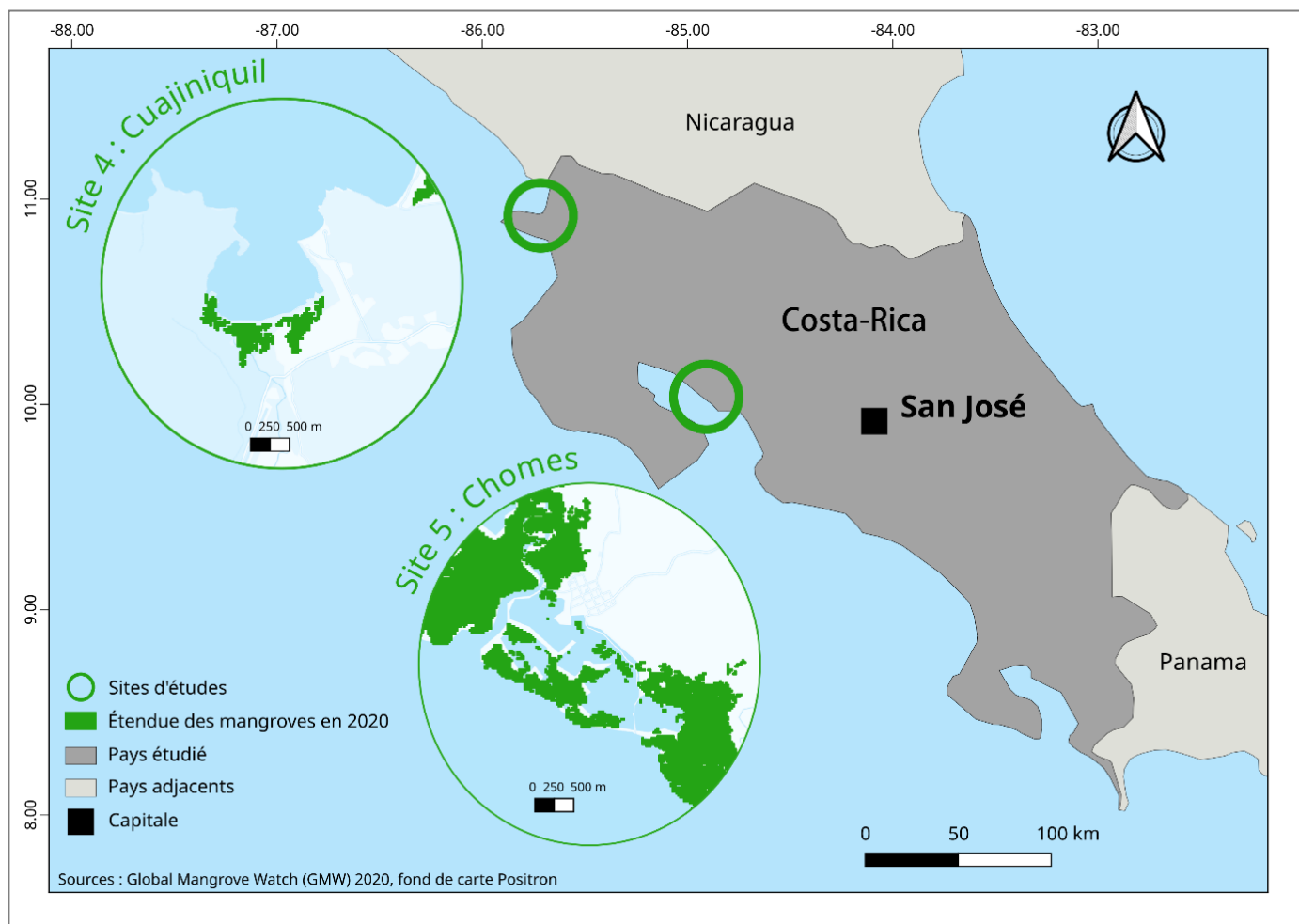


Figure 29 : Localisation des sites Costa Ricains étudiés. Crédit : Oliver-James Crook et Lisa Macera.

4.3.1. Caractéristiques générales des mangroves du Costa Rica

Selon la FAO, il y avait au Costa Rica, 63 400 ha de mangroves en 1980, 53 400 ha en 1990, 41 800 ha en 2000 et 41 000 ha en 2005. Soit une perte de 35 % des mangroves en 25 ans (FAO, 2005). Les données les plus récentes sur l'étendue des mangroves au Costa Rica proviennent de la plateforme Global Mangrove Watch (<http://www.globalmangrovetwatch.org>). D'après leur estimation, le Costa Rica comptait 37 110 hectares de mangroves en 2020.

Huit espèces de palétuviers ont été observées au Costa Rica : *Avicennia bicolor*, *Avicennia germinans*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa*, *Pelliciera rhizophoreae*, *Rhizophora harrisonii*, *Rhizophora mangle* et *Rhizophora racemosa* (FAO, 2005).

Il existe deux zones principales de mangroves au Costa Rica, la zone côtière pacifique sud et la zone côtière pacifique nord. Les mangroves du Pacifique Sud sont les plus développées, associées à de grands complexes deltaïques. Tandis que les mangroves du Pacifique Nord sont moins développées en raison des précipitations moins fréquentes et de la longue période sèche de décembre à avril (FAO 2005).

4.3.2. Importance socio-économique des mangroves au Costa Rica

Les écosystèmes de mangroves tiennent une place très importante au Costa Rica. Dans un premier temps, les mangroves, grâce à leurs fonctions de protection et de nurseries, permettent de soutenir le secteur de la pêche, contribuent à 11 % du PIB en 2015 et à près de 20 % des emplois du territoire (Association des états de la Caraïbe, 2015). Herrera-Ulloa et al. (2011) ont estimé qu'environ 80 % des prises proviennent de la flotte artisanale. Au sein de la principale zone de pêche du pays, le golfe de Nicoya est caractérisé par une importante couverture de mangroves. Le golfe ne représente que 1 % de la zone et de la productivité primaire, mais constitue 76 % de la

biomasse du système. Cela confirme la place très importante de la mangrove dans les activités de pêche du Costa Rica.

Dans un second temps, le tourisme est également un moteur de l'économie du pays, contribuant, en 2016 à 6,4 % du PIB (OECD, 2018). Le Costa Rica est considéré comme une référence en matière d'écotourisme (Nicolas, 2006). En effet, la grande biodiversité du pays ainsi que sa relative stabilité politique comparée à ses pays voisins comme le Guatemala ou le Nicaragua a permis le développement, depuis les années 1980, d'un tourisme écologique important. À titre d'exemple, entre 1985 et 1995, le nombre de visiteurs au Costa Rica a augmenté de 300 % environ (Nicolas, 2006).

On peut également noter que les mangroves au Costa Rica jouent un rôle essentiel dans la protection contre les événements climatiques extrêmes, l'érosion et les inondations (Hernández-Blanco et al., 2021).

4.3.3. Facteurs de changement environnemental et socio-économique sur les mangroves du Costa Rica

Entre les années 1960 et 1990, les principales causes de régression des mangroves au Costa Rica ont été la conversion des mangroves en bassins aquacoles, en terrain agricole ou en saline (López-Angarita et al., 2016). L'établissement de bassin à crevette est responsable de la majorité de la déforestation.

Les facteurs récents de dégradation des mangroves au Costa Rica incluent la modification du paysage par les activités agricoles, l'érosion et les changements de sédimentation liés aux dynamiques fluviales et côtières, influencés par la variabilité climatique sur des échelles décennales (Acuña-Piedra & Quesada-Román, 2021). L'urbanisation et le développement du tourisme affectent également la dynamique des côtes et, par conséquent, les écosystèmes de mangroves (Acuña-Piedra & Quesada-Román, 2021). Enfin, la pollution, et les épisodes d'ouragan qui peuvent être particulièrement violents

au Costa Rica contribuent également à la régression des mangroves (Cahoon & Hensel, 2002 ; FAO, 2005).

Concernant la protection des mangroves au Costa Rica, en 2016, environ 60 % des mangroves du pays bénéficiaient d'un statut de protection (López-Angarita et al., 2016). Dès 1940, une première loi a imposé l'obligation d'une autorisation gouvernementale pour toute extraction du bois de mangrove. En 1996, la loi forestière a renforcé les restrictions sur l'exploitation et l'abattage des palétuviers. Cependant, c'est en 1998 que la loi sur la biodiversité du Costa Rica a consacré toutes les zones humides comme des zones dédiées à la conservation et à la protection de la biodiversité, des sols et des ressources en eau. Toute exploitation y est désormais interdite, seules la recherche et les activités récréatives sont autorisées (López-Angarita et al., 2016). La coupe de mangrove est donc actuellement autorisée uniquement pour trois motifs spécifiques : la recherche, l'éducation et l'écotourisme, sous réserve de l'accord du ministère de l'Environnement et de l'énergie et de la présentation d'une étude d'impact environnemental. Il est crucial de noter que malgré les lois gouvernementales en place, les activités illégales d'exploitation de la mangrove ont persisté au Costa Rica, notamment dans le contexte de la crevetticulture (López-Angarita et al., 2016).

Enfin, les autorités environnementales ayant les mangroves sous leur juridiction sont le ministère de l'Environnement et de l'Énergie (MINAIE) et le Système National des Aires de Conservation (SINAC). Les décisions relatives à la gestion de la mangrove sont partagées par trois structures décisionnelles : (1) le Conseil National des Aires de Conservation en charge de l'exécution des stratégies et des politiques de conservation ; (2) les Conseils Régionaux des Aires de Conservation (CORAC) qui représentent la société civile. Ils peuvent inclure des représentants d'ONG et de groupes communautaires bien que les communautés ne disposent pas directement de droits sur les mangroves ni ne possèdent un système légal communautaire ; (3) les Conseils Locaux des Aires de Conservation (COLAC).

4.3.4. *Spécificité des sites de restauration*

Située dans la province de Puntarenas, au Costa Rica, la région de Chomes est localisée sur la côte pacifique. Cette zone abrite des forêts de mangroves, où une richesse particulière attire l'attention : les mollusques, tels que les moules, les palourdes et les coques qui constituent une ressource précieuse et l'une des rares opportunités de travail dans cette région, principalement exploitée par les femmes de la communauté (FAO, 2023b). Ces femmes, profondément conscientes de l'importance vitale des mangroves pour leur environnement et leur économie, s'engagent activement dans la protection et la conservation de ces habitats. Elles utilisent des techniques et des savoirs ancestraux pour encourager la croissance de nouveaux arbres et nettoyer les zones sous les racines tortueuses, tout en luttant contre la destruction supplémentaire des forêts (FAO, 2023b).

Plus spécifiquement, le site de restauration présente une particularité historique notable : la zone était autrefois occupée par des bassins de crevetticulture abandonnés. Ces anciennes infrastructures ont modifié les flux hydrauliques de la région, affectant l'équilibre naturel des écosystèmes. Toutefois, malgré ces interventions humaines, le site montrait, avant toutes actions de restauration, une tendance encourageante à la régénération naturelle des mangroves dans les bassins (Note d'Engagement de Projet, FFEM).

Le deuxième site de restauration est situé à Cuajiniquil, dans la province de Guanacaste, sur la côte Pacifique. Tout comme Chomes, une coopérative de femmes, à Cuajiniquil, est engagée pour la protection des mangroves (Fernandez, 2023). Il est également important de noter que cette zone est touristique, notamment pour ces plages et les mangroves, ainsi, on trouve de nombreuses infrastructures de tourisme. La restauration des mangroves a donc un enjeu économique particulièrement important dans cette zone.

Plus spécifiquement, le site de restauration se caractérise par son histoire en tant qu'ancienne saline aujourd'hui abandonnée, où les activités passées ont altéré significativement l'environnement naturel. En effet, pour favoriser la production de sel, les apports hydriques ont été modifiés afin de sursaler le sol, une pratique qui a rendu le développement des mangroves incompatible avec le milieu (NEP, FFEM).

4.4. Les Philippines

Les cinq sites étudiés dans le cadre de ce travail sont situés dans la province d'Ilo Ilo, au niveau de la municipalité de Concepción aux Philippines (Figure 30).

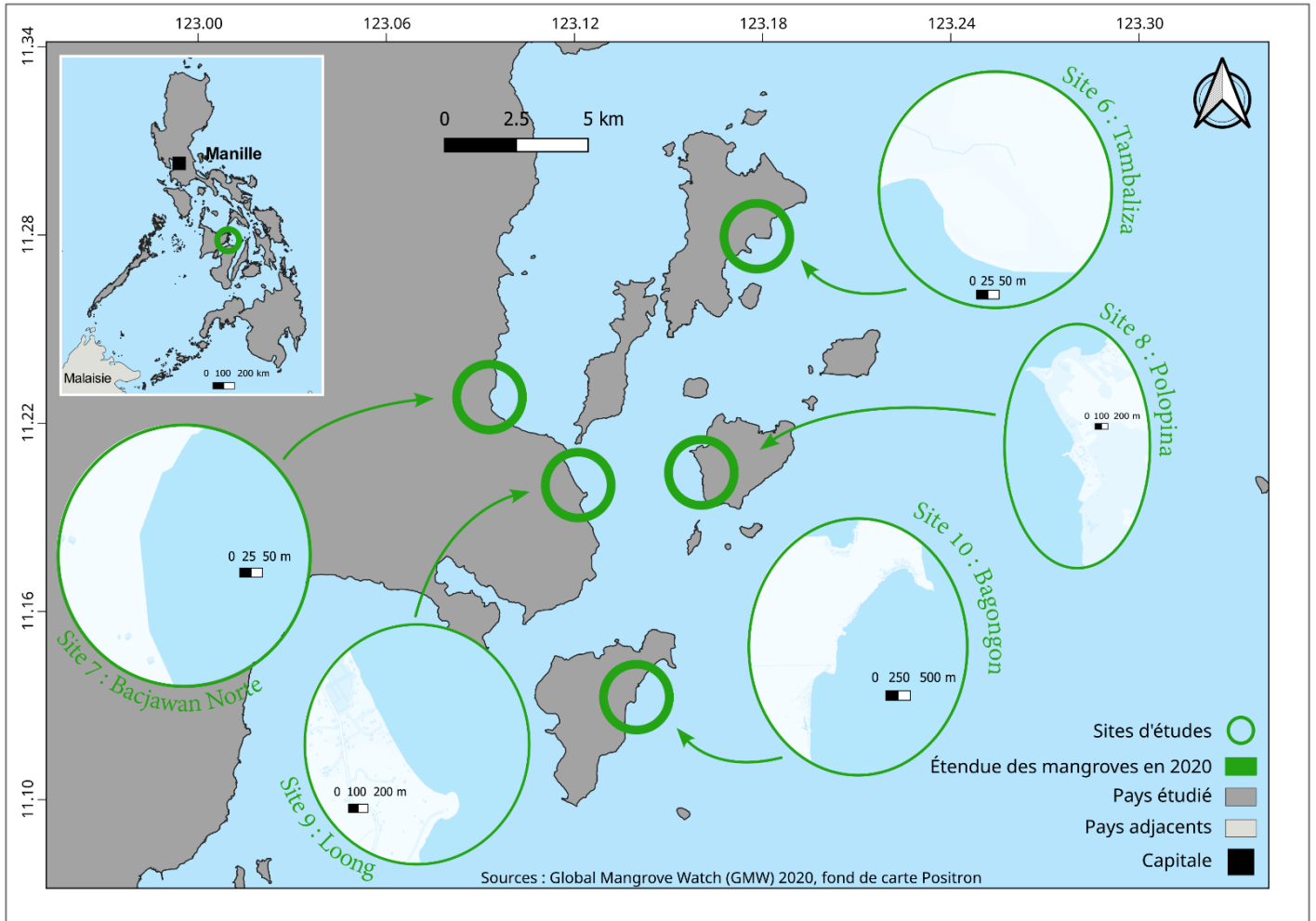


Figure 30 : Localisation des sites philippins étudiés. Crédit : Oliver-James Crook et Lisa Macera.

4.4.1. Caractéristiques générales des mangroves des Philippines

Une étude de 1997 a estimé qu'entre 1951 et 1988 279 000 ha de mangroves ont été détruits aux Philippines, soit près de la moitié des mangroves du pays (Primavera, 1997).

Selon la FAO, il y avait 295 000 ha de mangroves aux Philippines en 1980, 273 000 ha en 1990, 250 000 ha en 2000 et 240 000 ha en 2005. Soit une diminution de 19 % des mangroves en 25 ans (FAO, 2005).

Les données les plus récentes sur l'étendue des mangroves aux Philippines proviennent de la plateforme Global Mangrove Watch. En 2020, l'étendue estimée des mangroves aux Philippines est de 285 000 ha.

Les Philippines présentent une diversité particulièrement importante de palétuviers comparée à nos autres sites d'étude. L'étude de Primavera et al. a listé 32 espèces de palétuviers aux Philippines en 2004 répartir en 15 familles, le détail des familles et des espèces est présenté sur le Tableau 3 (Primavera et al., 2004).

Tableau 3 : Familles et espèces de palétuviers présents aux Philippines selon Primavera et al. en 2004 (Primavera et al., 2004).

Famille	Espèces
Acanthaceae	<i>Acanthus ebracteatus</i>
	<i>A. ilicifolius</i>
	<i>A. volubilis</i>
Avicenniaceae	<i>Avicennia alba</i>
	<i>A. officinalis</i>
	<i>A. marina</i>
	<i>A. rumphiana</i>
Bombacaceae	<i>Camptostemon philippinensis</i>
Combretaceae	<i>Lumnitzera littorea</i>
	<i>L. racemosa</i>
Euphorbiaceae	<i>Excoecaria agallocha</i>
Lythraceae	<i>Pemphis acidula</i>
Meliaceae	<i>Xylocarpus granatum</i>
	<i>X. moluccensis</i>
Myrsinaceae	<i>Aegiceras corniculatum</i>
	<i>A. floridum</i>
Myrtaceae	<i>Osbornia octodonta</i>
Plumbaginaceae	<i>Aegialitis annulata</i>
Rhizophoraceae	<i>Bruguiera cylindrica</i>
	<i>B. gymnorrhiza</i>
	<i>B. parviflora</i>
	<i>Ceriops decandra</i>
	<i>C. tagal</i>
	<i>Kandelia candel</i>
	<i>Rhizophora apiculata</i>
	<i>R. x lamarckii</i>
	<i>R. mucronata</i>
	<i>R. stylosa</i>
Rubiaceae	<i>Scyphiphora hydrophyllacea</i>

Famille	Espèces
Sonneratiaceae	<i>Sonneratia alba</i>
	<i>S. caseolaris</i>
	<i>S. ovata</i>

4.4.2. Importance socio-économique des mangroves aux Philippines

L'un des bénéfices majeurs fournis par les mangroves aux Philippines réside dans leur capacité à protéger les habitants. La défense des zones côtières s'avère cruciale dans un pays régulièrement frappé par 20 à 30 typhons dévastateurs chaque année (Primavera et al., 2004). À titre d'exemple, après que la zone de mangrove située à l'entrée de la rivière Naisud à Ibayay, Aklan, a été déboisée pour laisser place à des logements et des plantations de cocotiers, le rivage s'est retrouvé exposé aux tempêtes et aux vents de mousson. Ce phénomène a conduit à un recul du littoral de 40 mètres sur les 30 dernières années (Primavera et al., 2004).

De plus, aux Philippines, les produits de la pêche issus des mangroves, y compris les poissons, les crevettes et les crabes capturés par les pêcheurs, constituent une source essentielle de protéines, représentant 65 % de l'apport et offrant l'option la plus économique (Primavera et al., 2004). Situé dans un archipel de 7 150 îles avec un vaste littoral de près de 36 300 km, ce pays voit plus de la moitié de ses 1 500 municipalités et 42 000 villages bénéficier directement de ces ressources. Elles jouent un rôle crucial dans la sécurité alimentaire et la génération de revenus pour les communautés locales (Primavera et al., 2004).

4.4.3. Facteurs de changements environnementaux et socio-économiques des mangroves aux Philippines

Tout comme de nombreuses régions sur le continent asiatique, les mangroves des Philippines ont subi une déforestation massive entre 1950 et 1990 (Primavera, 1997). Plus de la moitié de cette déforestation est attribuée à la conversion des mangroves en bassins aquacoles (Primavera, 1997). En effet, dans les années 1950, une première vague d'aquaculture s'est installée aux Philippines, principalement pour l'élevage du poisson-lait, *Chanos chanos* (Jin-Eong, 1995). Celle-ci fut suivie d'une seconde vague plus tardive à partir des années 1970, principalement pour l'établissement de bassins à crevettes (Primavera, 1993).

Aujourd'hui, beaucoup de ces bassins sont abandonnés. Cependant, peu d'entre eux ont été recolonisés par les mangroves, en effet, la régénération naturelle dans les bassins aquacoles est souvent compromise par la modification des connexions hydrauliques et la pollution chimique due à l'activité aquacole passée (Primavera, 1993).

Les menaces actuelles sont : la conversion des mangroves en zones urbaines ou en zones agricoles et aquacoles principalement due à une forte croissance démographique (Walters, 2003). Mais également les typhons, qui peuvent être d'une intensité particulièrement forte. À titre d'exemple, le typhon Haiyan de 2013 a causé la perturbation de 8 568 ha de mangroves aux Philippines, ce qui représente 3,5 % des mangroves du territoire, néanmoins la majorité des mangroves ont montré une forte résilience seulement 18 mois après le typhon (Long et al., 2016). Et enfin, l'utilisation du bois de mangrove comme bois de construction ou bois de chauffe, une menace mineure qui a néanmoins pris de plus en plus d'ampleur au 21^e siècle dû à l'augmentation des prix du fuel et des matériaux de construction (Garcia et al., 2014).

De nombreuses organisations institutionnelles sont impliquées dans la gestion et la conservation des mangroves aux Philippines :

- Le Bureau des Pêches et des Ressources Aquatiques (BFAR) : Il est responsable de la gestion et de la conservation des ressources aquatiques, y compris les écosystèmes de mangroves ;
- Le Département de l'Environnement et des Ressources Naturelles (DENR) : Le DENR est impliqué dans la gestion des ressources naturelles, y compris les zones côtières et les mangroves ;
- Le Conseil National pour le Développement Durable (NEDA) : Il coordonne les efforts de développement durable, y compris ceux liés à la conservation des mangroves ;
- Le Conseil National des Zones Humides (NCWCP) : Il travaille sur la gestion et la conservation des zones humides, qui incluent les mangroves ; le Conseil des Ressources Marines et Océaniques (MCMRC) : Il peut être impliqué dans la gestion des ressources marines, y compris les mangroves ;
- L'Autorité pour le Développement Durable des Rivières et des Lacs (RBCDA) : Elle peut être impliquée dans la gestion des zones côtières et des écosystèmes associés, telle que les mangroves.

4.4.4. Spécificité des sites de restauration

Les cinq sites de restauration sont situés au niveau de la municipalité de Concepción, située dans la province d'Ilo Ilo au centre de l'archipel philippin. L'économie locale repose principalement sur la pêche et l'agriculture, profitant de ses vastes eaux territoriales qui représentent 20% des eaux côtières et marines de la mer de Visayan, une des zones de pêche les plus productives du pays (FFEM).

En 2013, le typhon Haiyan a causé des dommages considérables à Concepción, affectant environ 9088 familles et endommageant 8 426 maisons. Les tempêtes et les vagues induites par le typhon ont gravement impacté les habitats marins, notamment les mangroves et les récifs coralliens, nuisant à la productivité halieutique de la baie de Concepción (FFEM).

Une évaluation participative des capacités et vulnérabilités réalisée par CI Philippines en 2016-2017 a révélé que les communautés de Concepción sont hautement vulnérables aux changements climatiques et aux aléas côtiers, en grande partie en raison de la dégradation des barrières côtières naturelles et de l'exposition accrue aux dangers côtiers (FFEM).

4.5. Synthèse des sites géographiques d'étude

Au Sénégal, les deux sites d'étude, situés au delta du Saloum et à l'embouchure du fleuve Sénégal, présentent des défis de gestion complexes en raison de divers statuts de protection et de la diversité des acteurs impliqués. Les mangroves du Delta du Saloum sont en bon état et se régénèrent naturellement après une longue période de régression. Enfin, au Sénégal, la gestion communautaire émerge comme une approche prometteuse en réponse aux défis liés à l'application des lois environnementales.

Le site d'étude au Bénin est situé à l'embouchure du fleuve Mono. Les mangroves béninoises montrent des signes de régénération après une période de déclin. Les mangroves possèdent une protection légale par des lois spécifiques et sont intégrées dans des zones de protections telles que la Réserve de Biosphère Transfrontière du Delta du Mono, reconnue par l'UNESCO et classée RAMSAR.

Les deux sites d'étude au Costa Rica sont situés sur la côte ouest côté océan Pacifique. Les mangroves du Costa Rica ont subi des dégradations importantes ces dernières décennies, principalement dues à la conversion pour l'aquaculture dans les années 1960-1990, et aux pressions contemporaines liées à

l'urbanisation et à la pollution. Les mangroves, bénéficiant d'un statut de protection, sont soumises à des lois strictes depuis les années 1940, renforcées par de nombreuses lois au cours du temps.

Enfin, aux Philippines, les cinq sites d'étude sont situés dans la province d'Ilo Ilo, au sein de la municipalité de Concepción. Entre 1951 et 1988, une déforestation significative a été observée, représentant près de la moitié des mangroves du pays, due à la conversion des mangroves en bassins aquacoles. Bien que les chiffres précis varient, une tendance générale de déclin a été constatée au fil des ans. Malgré une période de régénération après l'abandon de bassins aquacoles, les mangroves restent menacées par la conversion en zones urbaines et les typhons. Les Philippines font face à des enjeux socio-économiques complexes, avec des efforts réglementaires sur la protection des mangroves depuis les années 1980. Malgré ces lois, l'aquaculture illégale persiste dans certaines régions.

Après avoir analysé les principales caractéristiques de mangroves et des territoires de nos sites d'étude, nous nous tournons désormais vers l'aspect opérationnel et pratique de la restauration des mangroves. Notre attention se tourne dans un premier temps vers la phase de conception des projets de restauration, car il s'agit de la phase sur laquelle l'ensemble des autres phases repose. Alors que nous avons acquis une connaissance approfondie des enjeux, ce chapitre se concentre sur la manière dont ces connaissances sont mises en pratique, sur le terrain. Comment une société conçoit-elle les projets de restauration ? Mais aussi comment peut-on concevoir des projets de restauration qui sont à la fois scientifiquement fondés et socialement pertinents ?

C'est à ces questions que nous répondrons dans le chapitre suivant, en explorant les étapes cruciales de la phase de conception des projets de restauration des mangroves.

CHAPITRE 2 : CONCEPTION DES PROJETS DE RESTAURATION DES MANGROVES

La phase de conception des projets de restauration englobe un ensemble d'étapes qui précèdent la mise en œuvre des mesures de restauration. Plus spécifiquement, cette phase consiste à rassembler toutes les informations nécessaires afin de dessiner un plan d'action pertinent pour la restauration. Ces étapes incluent la définition des objectifs de restauration, le choix du site de restauration, l'identification des parties prenantes impliquées dans le projet, le diagnostic initial du site de restauration ou encore l'établissement d'un budget et l'estimation des besoins en ressources humaines et techniques. Le présent chapitre se consacre à une analyse approfondie de cette phase et est structuré en trois parties.

La première partie présente une base de données élaborée au cours de cette thèse, contenant des informations relatives à des projets de restauration menés à l'échelle mondiale. Cette base de données, en fournissant une vue d'ensemble des initiatives de restauration, complète judicieusement les études de cas spécifiques des sites d'études, créant ainsi une synergie pour une compréhension approfondie des efforts de restauration des mangroves à l'échelle planétaire.

La seconde partie repose sur une revue de la littérature, s'appuyant sur les données recueillies dans la base de données présentée précédemment. Cette synthèse vise à définir les éléments clés de la phase de conception et à comprendre comment elle est mise en œuvre dans les projets de restauration analysés. Elle permet également d'identifier les lacunes qui existent dans cette phase par rapport aux recommandations émises par la communauté scientifique, tout en cherchant à comprendre les raisons pour lesquelles ces recommandations ne sont pas toujours mises en pratique.

La dernière partie de ce chapitre s'efforce de combler une lacune ainsi identifiée en proposant un outil opérationnel qui a été développé au cours de cette thèse. Cet outil a pour vocation de fournir des solutions pratiques aux défis rencontrés lors de la conception des projets, contribuant ainsi à une meilleure efficacité et à une mise en œuvre plus conforme aux normes scientifiques actuelles.

1. CONSTRUCTION D'UNE BASE DE DONNÉES DES PROJETS DE RESTAURATION DES MANGROVES

Afin de développer une compréhension approfondie des facteurs de réussite et d'échec des projets de restauration des mangroves, une base de données bibliographique a été élaborée. Cette base regroupe des informations détaillées sur des initiatives de restauration à l'échelle mondiale, informations extraites de publications scientifiques et de la littérature grise. Cette démarche vise à débiter notre analyse par une multitude de cas concrets et diversifiés, permettant ainsi de soutenir l'objectif de cette recherche. La recherche bibliographique a été effectuée à l'aide de la méthode normalisée du protocole PRISMA (Moher et al., 2010) en utilisant les bases de données SCOPUS d'Elsevier, Web Of Science (WOS), des données issues de bibliothèques universitaires physiques, mais également des rapports de faisabilité, d'activité et d'évaluation de projets de restauration des mangroves obtenues à partir de sept sources : Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM), le bureau d'études Créocéan, les archives ouvertes de l'UICN, de la FAO, de la SER (Society for Ecological Restoration), de l'UNEP et de de l'association Wetlands International. En ce qui concerne les bases de données SCOPUS et WOS, quatre recherches ont été effectuées entre février 2022 et juin 2022. Les recherches ont été réalisées dans la catégorie « article title, abstract and keywords » des bases de données. Les combinaisons de mots clés suivants ont été utilisées : Mangrove AND Project AND Restoration ; Mangrove AND Project AND Rehabilitation ; Mangrove AND Project AND Plantation ; Mangrove AND Project AND Community Management. Les termes « mangrove » et « project » ont été utilisés au singulier et au pluriel. Un premier tri a été effectué afin de supprimer les articles redondants entre les différentes sources. Un total de 1022 entrées a été conservé pour une deuxième étape de tri dont les critères d'inclusions et d'exclusions sont précisés sur l'organigramme PRISMA Figure 31. À ce stade restent 321 entrées. Une

dernière étape de tri a été effectuée dont les critères d'inclusions et d'exclusions sont de nouveau présentés Figure 31.

.

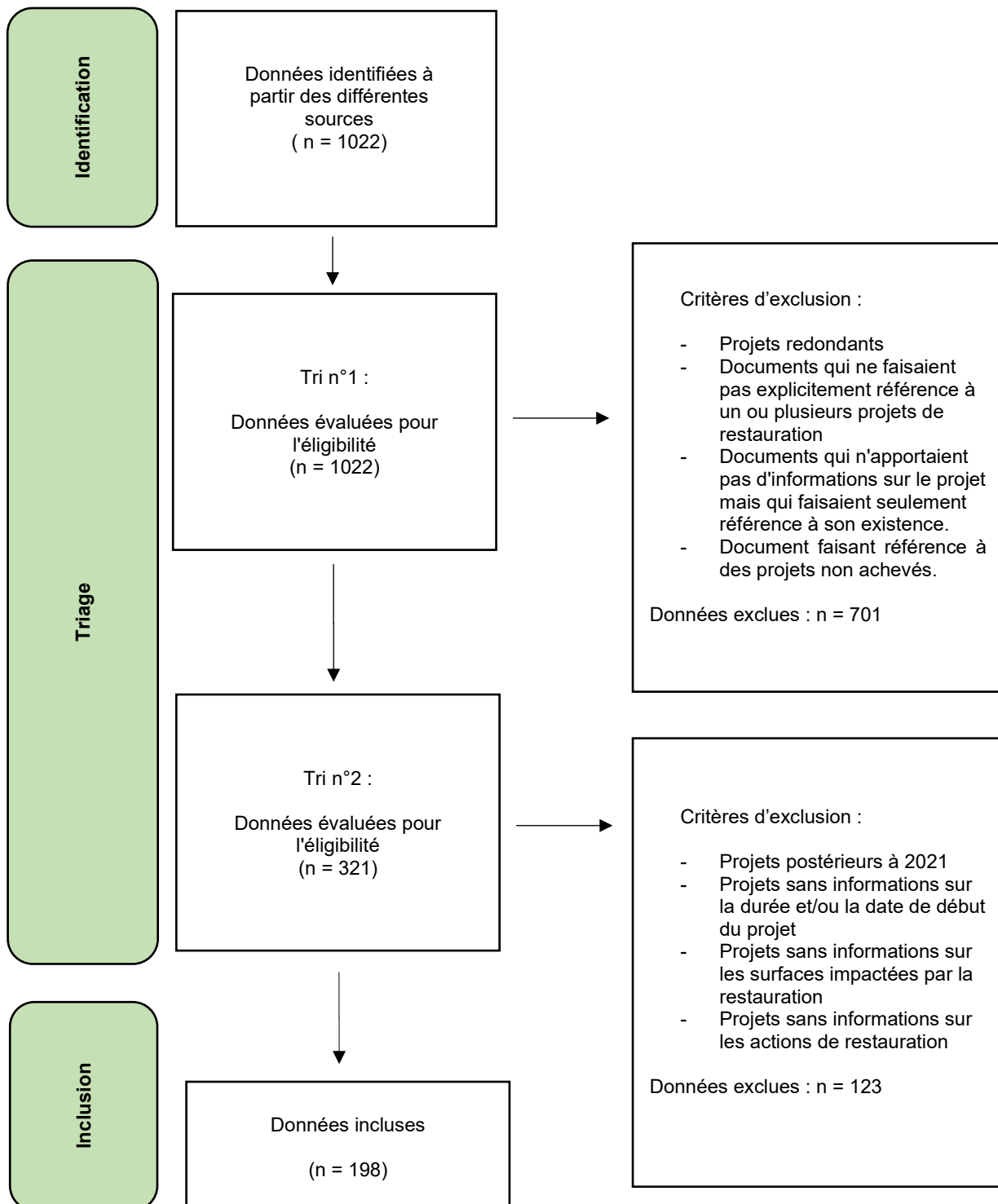


Figure 31 : Organigramme PRISMA de l'analyse bibliographique.

Au total, les informations de **198 sites de restauration** ont été catégorisées en fonction des 10 facteurs typologiques suivants :

1. Coordonnées géographiques du site de restauration : Continent, pays, latitude, longitude.
2. Durée du projet : Années de début du projet, durée du projet en mois.
3. Sources : Type de document, auteurs, titre du document, référence de la source.
4. Maître d'œuvre et maître d'ouvrage : type de maître d'ouvrage, nom du maître d'ouvrage, type de maître d'œuvre, nom du maître d'œuvre.
5. Mesures de restauration : type de projet (replantation/réhabilitation), stratégies de restauration, moyens techniques, moyens humains, moyens financiers.
6. Objectif de restauration : objectif principal, objectif secondaire, objectif tertiaire, objectif quaternaire.
7. Caractéristiques du site de restauration : surface impactée, historique du site.
8. Replantation : densité, nombre d'espèces replantées, genre et espèces replantées, espacement entre les plants, répartition spatiale des plants.
9. Suivi : Présence d'un suivi, fréquence du suivi, durée du suivi, techniques de suivi.
10. Évaluation : Taux de survie moyen, atteinte des objectifs initiaux.

Les projets de restauration sélectionnés sont situés sur les continents africains (35 %), asiatiques (45 %) et américains (25 %). Les dates de démarrage des projets de restauration sont présentées sur la Figure 32. La répartition des types de sources utilisées pour recueillir les données est proposée à la Figure 33.

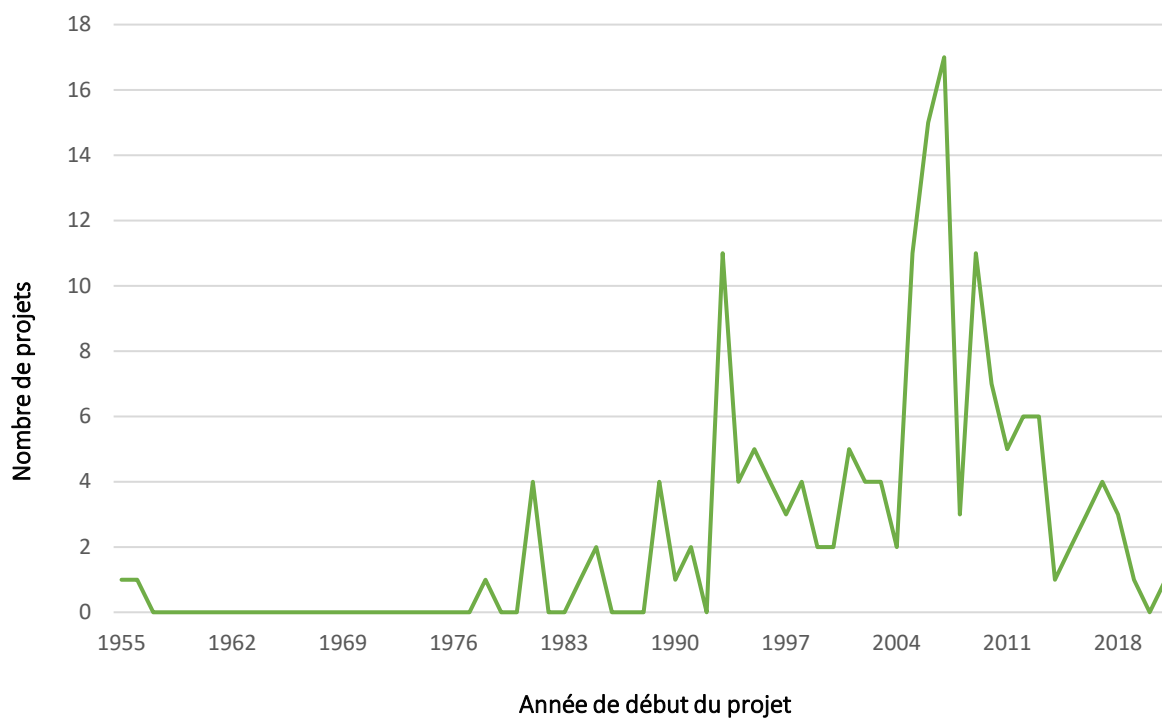


Figure 32 : Répartition des années de démarrage des projets de restauration.

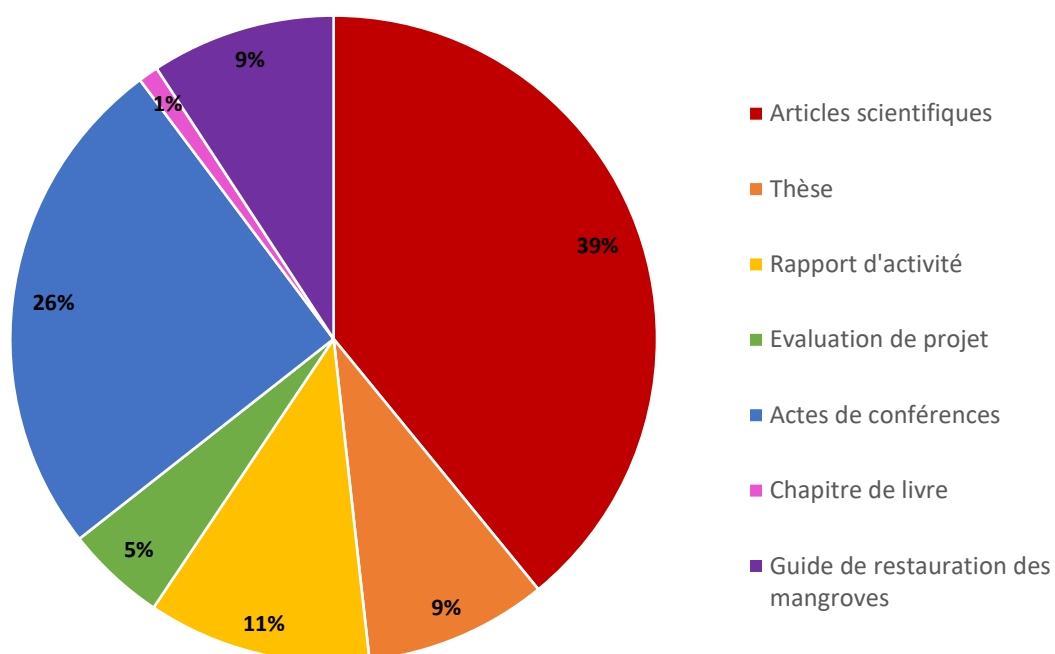


Figure 33 : Répartition du type de sources utilisées dans la base de données.

2. ÉTAT DE L'ART

2.1. La définition des objectifs d'un projet de restauration des mangroves

La définition des objectifs de restauration revêt une importance capitale au sein d'un projet de restauration. En effet, ces objectifs servent de base à la sélection des stratégies de restauration à mettre en œuvre. De plus, c'est à partir de ces mêmes objectifs que l'évaluation du projet sera menée, afin de déterminer s'ils ont été atteints.

En 2008, Ellison a réalisé un état de l'art sur la restauration des mangroves, une partie est dédiée aux objectifs de restauration (Ellison, 2000). 27 projets de restauration des mangroves datant de 1980 à 1999 ont été analysés et cinq objectifs de restauration ont été identifiés par l'auteur :

- (1) Sylviculture, c'est-à-dire l'afforestation en vue d'une exploitation commerciale du bois.
- (2) Stabilisation côtière, afin de limiter les phénomènes d'érosion.
- (3) Maintien ou développement de l'activité de pêche.
- (4) Atténuation des effets des aléas climatiques tels que les tempêtes, les ouragans ou les tsunamis.
- (5) Restauration des fonctionnalités écologiques, objectif générique pour les projets qui n'ont pas d'objectifs précis.

En complément de l'analyse d'Ellison, notre base de données ajoute un corpus de 114 projets, ce qui correspond à l'intégralité des projets analysés qui ont communiqué des informations sur les objectifs de la restauration. Cela permet d'ajouter trois nouveaux objectifs à la liste d'Ellison :

- (1) Rachat de crédit carbone, pour les pays où ce mécanisme est mis en place.

(2) Projet de restauration pilote ou expérimental dans le cadre d'étude scientifique.

(3) Maintenir ou développer l'économie et le bien-être des communautés locales liées à l'exploitation durable de l'écosystème.

Le Tableau 4 présente la répartition de l'ensemble des projets de restauration des mangroves identifiés en fonction de leurs principaux objectifs de restauration. Une discrimination supplémentaire est réalisée, séparant les projets antérieurs à 1999 et postérieurs à 1999 afin de mettre en perspective les potentielles évolutions depuis la synthèse d'Ellison.

Tableau 4 : Répartition des projets de restauration avant 1999 et après 1999 en fonction de leur objectif de restauration principal.

Objectif principal	Avant 1999	Après 1999	Total	Total (%)
Sylviculture	10	0	10	7
Stabilisation côtière	7	19	26	18
Maintien ou développement de l'activité de pêche	2	3	5	4
Atténuation des effets des aléas climatiques	8	11	19	13
Rachat de crédit carbone	0	12	12	9
Étude scientifique, projet pilote	0	7	7	5
Restauration de fonctionnalités écologiques	32	20	52	37
Maintien ou développement de l'économie locale	0	10	10	7

Dans un premier temps, on observe que l'objectif le plus représenté avec 52 projets, soit 37 % du jeu de donnée, est la restauration des fonctionnalités écologiques. Cependant, cet objectif peu spécifique regroupe les projets qui manquent de définition claire et précise des objectifs de restauration. On remarque toutefois que l'usage de cet objectif semble moins fréquent dans les projets récents.

Le deuxième objectif le plus commun est l'utilisation de la restauration des mangroves comme Solution Fondée sur la Nature (SFN) pour stabiliser le trait de côte. Cet objectif est particulièrement fréquent dans les projets récents, ce qui est lié d'une part à la croissance importante des problématiques

d'érosion, notamment dans certaines régions comme l'Afrique de l'Ouest (Alves et al., 2020 ; Ndour et al., 2018) et d'autre part à l'engouement récent de la communauté scientifique et à l'augmentation de la production scientifique concernant l'utilisation des SFN, poussés par d'importants financements (Cohen-Shacham et al., 2016 ; O'Hogain et al., 2018 ; Xing et al., 2017).

On note également la disparition des projets de sylviculture. En effet, l'exploitation commerciale du bois de palétuviers est aujourd'hui interdite dans de nombreux territoires.

De plus, de nouveaux objectifs de restauration apparaissent dans les projets postérieurs à 1999. Le rachat de crédits carbone, résultant du protocole de Kyoto signé en 1997, est un outil qui permet aux porteurs de projets de réduction ou de séquestration des émissions de gaz à effet de serre de recevoir des « crédits carbone ». Ces crédits représentent une compensation financière en fonction de la quantité de CO₂ équivalent stockée par le projet (Calel, 2013). Des initiatives majeures ont vu le jour à la suite de la mise en place du crédit carbone, comme REDD+, un programme coordonné par l'ONU visant à rémunérer les organismes qui contribuent à réduire la déforestation et la dégradation des forêts dans les pays en développement (Lederer, 2012). Mais ces initiatives sont soumises à controverse (voir sous-section 1.5). On observe également l'apparition des projets ayant comme objectif principal le maintien ou le développement de l'économie locale, témoignant d'une prise en compte accrue de l'aspect socio-économique dans les projets de restauration (Biswas et al., 2009 ; Lovelock et al., 2022 ; Viswanathan et al., 2011). Enfin, cinq projets de restauration dits « pilote » sont présents dans la base de données après 1999. Ces projets, permettent de tester de nouvelles méthodes de restauration ou d'évaluer les méthodes existantes afin d'enrichir la production scientifique et de pouvoir potentiellement les répliquer à plus grande échelle.

En résumé, nous avons identifié huit objectifs de restauration sur la base de 150 projets de restauration des mangroves analysés. Alors que certains objectifs comme la sylviculture disparaissent, d'autres

apparaissent, notamment grâce à l'émergence de nouvelles réglementations internationales en termes d'environnement, comme les crédits carbone. La prise en compte économique et sociale semble être également plus fréquente dans les projets récents. On constate, malgré tout, un manque d'objectif clair de la restauration pour environ un tiers de projets de la base de données.

2.2. La sélection du site de restauration

Notre étude bibliographique initiale a identifié deux types de sites : les mangroves dégradées et les zones qui n'ont jamais été des mangroves par le passé. La restauration concerne les mangroves dégradées, tandis que pour les autres, il s'agit d'afforestation, c'est-à-dire la plantation de mangroves dans des zones où elles n'existaient pas récemment. Cela inclut la plantation sur de nouveaux bancs de sédiments ou sur des espaces intertidaux nouvellement formés qui étaient auparavant terrestres. Nous n'avons pas inclus les projets qui indiquaient être des projets d'afforestation dans notre sélection de sites de la base de données, car la création d'un environnement écologique est une discipline distincte de la restauration d'écosystèmes dégradés. Malgré cela, un grand nombre de projets de la base de données n'ont pas détaillé l'historique du site. Il est donc probable que certains projets étudiés soient des projets d'afforestation. Ces projets sont en effet courants et font l'objet de controverses dans la littérature. Par conséquent, nous avons jugé important d'examiner de manière critique ces pratiques dans le cadre de notre recherche.

L'afforestation est fréquemment liée à certains objectifs de restauration tels que la sylviculture, le rachat de crédit carbone, la stabilisation côtière ou l'atténuation des effets des aléas climatiques. Cependant, l'afforestation est une pratique pouvant être délétère pour l'environnement et n'est pas recommandée. En effet, les mangroves ne devraient pas être plantées dans des zones naturellement occupées par d'autres écosystèmes. Une étude de 2017 a analysé les conséquences d'un projet d'afforestation sur un écosystème historiquement occupé par des herbiers marins aux Philippines

(Sharma et al., 2017). L'étude a révélé que la couverture des herbiers a diminué sous la canopée fermée de la mangrove en raison de la réduction du rayonnement photo-synthétiquement actif et de la concurrence pour l'espace de croissance. Les zones de vasière nue sont également des zones inappropriées pour la replantation de palétuvier. En effet, les vasières nues ont souvent des fonctions écologiques importantes en tant que sites de nidification, d'alimentation et de repos pour les oiseaux ou de récolte des coquillages (Dissanayake et al., 2018). L'augmentation de la surface de mangrove dans ces zones n'aurait donc aucun sens d'un point de vue écologique et social (Cormier-Salem & Panfili, 2016). Pourtant, certaines études ont démontré que l'afforestation était réalisable et permettait d'atteindre les objectifs initiaux, comme une étude de 1993 qui démontre qu'un vaste projet d'afforestation de 120 000 hectares a permis d'augmenter la résilience des communautés humaines face aux aléas climatiques au Bangladesh (Saenger & Siddiqi, 1993). Cette étude souligne également les effets délétères associés au projet : invasion d'insectes nuisibles, perte de biodiversité, maladies et parasites. En résumé, les auteurs recommandent que les efforts de restauration se concentrent sur les zones anciennement déboisées ou dégradées, telles que les anciens bassins aquacoles ou les anciennes salines.

2.3. Cartographie des acteurs du projet

En ce qui concerne les acteurs des projets de restauration, l'analyse de notre base de données nous a permis d'en identifier trois grands types :

- (1) Un organisme de financement, il peut y en avoir qu'un seul, mais il y en a généralement plusieurs, chacun finançant une partie du projet. Il peut s'agir d'agences gouvernementales ou intergouvernementales, d'une ONG ou association, d'une banque ou d'une entreprise privée. Les informations sur les types d'organismes de financement étaient très faibles dans notre

base de données, ainsi, l'échantillon n'est pas considéré comme représentatif pour une analyse plus poussée de ces données.

(2) Le maître d'ouvrage est l'organisation responsable du développement et de la gestion du projet. Il peut s'agir d'une agence gouvernementale ou intergouvernementale ; de membres des communautés locales ; d'une entreprise privée ; d'une fondation d'une banque de développement ou d'un fonds d'investissement ; d'une ONG ou association ; d'un institut de recherche scientifique ; d'un mixte de plusieurs entités. La Figure 34 présente la répartition des types de maîtres d'ouvrage dans les projets de notre base de données. Dans un premier temps, on observe qu'un quart des projets ne donne pas d'informations sur le maître d'ouvrage. On observe également qu'un quart des projets possède un maître d'ouvrage dit « mixte » c'est-à-dire que plusieurs entités remplissent ce rôle. Enfin, les organismes les plus représentés sont les organisations gouvernementales, les ONG ou les associations et les fondations, banque de développement et fonds d'investissement. Au contraire les organismes les moins représentés sont les entreprises privées, les organisations intergouvernementales et les communautés locales.

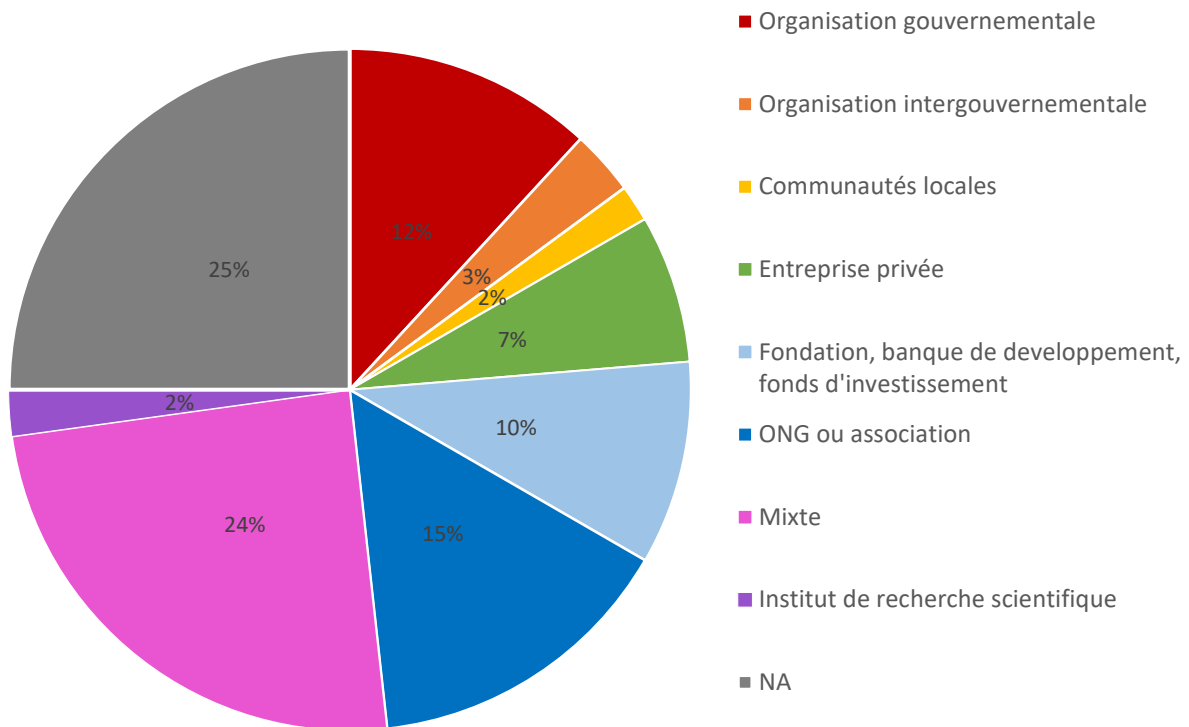


Figure 34 : Type de maître d'ouvrage identifié dans 198 projets de restauration des mangroves.

(3) Le maître d'œuvre est l'organisation responsable de l'exécution des travaux de restauration et du suivi. Il peut s'agir d'une ONG ou association, d'une organisation gouvernementale ou de membres des communautés locales. La Figure 35 présente la répartition des types de maîtres d'œuvre dans les projets de notre base de données. Dans un premier temps, on observe que 60 % des projets ne donnent pas d'informations sur le maître d'œuvre. On observe également que plus d'un quart des projets possède un maître d'œuvre dit « mixte » c'est-à-dire que plusieurs entités remplissent ce rôle. Enfin, on observe une représentation à peu près similaire entre les organisations gouvernementales, les ONG ou associations et les communautés locales.

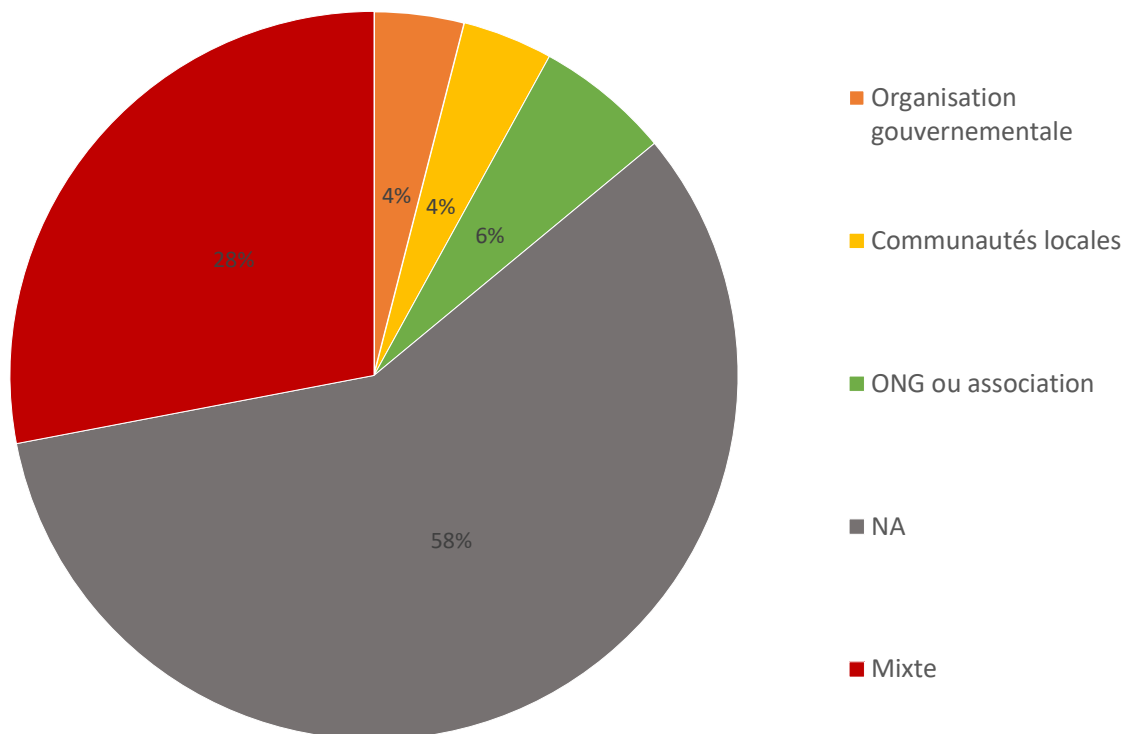


Figure 35 : Type de maître d'œuvre identifié dans 198 projets de restauration des mangroves.

En résumé, en ce qui concerne la définition des acteurs de la restauration, cette analyse met en lumière plusieurs points clés. Premièrement, il est observé un manque global d'informations sur ce sujet, en particulier en ce qui concerne les maîtres d'œuvre, indiquant un retour d'expérience incomplet. Deuxièmement, les rôles de maître d'œuvre et de maître d'ouvrage sont souvent répartis entre plusieurs organisations. De plus, les communautés locales sont peu représentées en tant que maîtres d'ouvrage, mais elles le sont davantage en tant que maîtres d'œuvre. Il est toutefois important de noter que les communautés locales sont souvent représentées à travers des associations communautaires, de sorte que la catégorie « associations » peut inclure les communautés. Enfin, les scientifiques sont très peu présents en tant que maîtres d'ouvrage et complètement absents en tant que maîtres d'œuvre, ce qui peut sembler logique étant donné les compétences et périmètres de légitimités de ces acteurs.

2.4. Le diagnostic de l'état initial de la zone ciblée pour la restauration

L'étape de l'état initial ou de référence est souvent négligée, il existe là encore très peu de retours sur ce sujet pour les mangroves, pourtant crucial pour comprendre le milieu, anticiper les réactions de l'écosystème et évaluer les gains liés à la restauration (Bosire et al., 2008). Parmi les 198 projets de restauration des mangroves étudiés, seuls 11 d'entre eux, soit environ 6 % des projets, faisaient référence à un état initial du site de restauration. Une autre analyse bibliographique, publiée en 2022, a analysé la présence d'un état initial pour 123 projets de restauration publiés dans la littérature scientifique en tant que cas d'étude (Gatt et al., 2022). Cette analyse a révélé que l'état initial était mentionné dans 32 % des projets. Cette différence de taux peut s'expliquer par le choix des sources bibliographiques. En se concentrant uniquement sur les projets publiés dans la littérature scientifique, il est probable que les projets sélectionnés contiennent un niveau d'informations plus élevé que la moyenne des projets de restauration. Ce taux reste néanmoins bas et indique un manque flagrant de diagnostic initial du site de restauration (Gatt et al., 2022).

Rappelons pourtant que ce diagnostic permet d'établir le contexte écologique, économique et social de la zone envisagée comme site de restauration. Ce diagnostic permet également de déterminer le niveau de dégradation du milieu et de le lier à des facteurs de dégradation, en complément de la bibliographie disponible. Enfin, selon le dernier rapport de la SER sur la restauration des écosystèmes (SER et al., 2023), un des grands principes de la restauration écologique est de concevoir des mesures de restauration qui adressent les causes directes et indirectes de dégradation spécifique des sites de restauration. Ce qui n'est possible que si ces causes et leurs impacts sont identifiés en amont. Cet état initial est donc d'une grande importance.

Pourquoi ce diagnostic n'est-il souvent pas réalisé ? La plupart du temps, les outils de diagnostics socio-écologiques sont coûteux, chronophages et demandent de nombreuses compétences scientifiques.

Ces outils ne sont donc pas employés en amont d'un projet de restauration, car ceux-ci sont le plus souvent contraints en terme financier ou de temps et souvent pilotés par des gestionnaires et non pas par des scientifiques. De plus, en ce qui concerne les mangroves, il n'existe aujourd'hui aucun outil de diagnostic écologique standardisé disponible dans la littérature, ce qui n'encourage pas les gestionnaires à effectuer cette étape.

2.5. Les lacunes identifiées de la phase de conception des projets de restauration

Sur la base de notre analyse, un certain nombre de lacunes participant à l'échec des projets peuvent être identifiées. Dans un premier temps, la définition des objectifs de restauration présente un certain nombre de faiblesses notables. L'absence de clarté dans la définition des objectifs de restauration constitue un défi significatif dans les projets. Sans des objectifs précis et bien définis à l'avance, il devient difficile d'évaluer correctement les résultats des efforts entrepris. Des objectifs flous peuvent également entraîner une dispersion des ressources et une exécution incohérente des actions de restauration (Cristofoli & Mahy, 2010 ; Kentula, 2000). Au contraire, des objectifs de restauration clairs, mesurables et réalistes permettent une mise en œuvre efficace et une évaluation appropriée des résultats obtenus (Cristofoli & Mahy, 2010).

Dans un second temps, certains objectifs de restauration identifiés ne sont pas forcément liés à la réalité écologique de l'écosystème. En effet, c'est par exemple le cas des crédits carbone et de leur intégration dans les marchés existants. Ce mécanisme offre la possibilité de fournir un financement substantiel et des incitations tangibles pour la conservation des mangroves (Yee, 2010), cependant, il révèle également certaines préoccupations évidentes. En effet, au sein de ces initiatives de restauration, la compensation financière est directement proportionnelle à l'étendue des zones replantées. Cette situation peut entraîner des choix de mesures de restauration fondés principalement sur des considérations financières plutôt que sur une évaluation rigoureuse (Gilbertson et al., 2009).

Ce mécanisme peut également aboutir à une appropriation et un accaparement des terres pour une replantation massive de forêts monospécifique de palétuviers, privant les communautés locales d'accéder à leurs terres et donc à certaines ressources, comme cela a déjà été démontré au Sénégal (Cormier-Salem & Panfili, 2016). Cela aboutit inévitablement à une dégradation du bien-être socio-écologique. Une étude a également mis en lumière les dérives possibles de ces mécanismes vers la spéculation et les fraudes (Pico & Daniel, 2018).

Le choix du site de restauration est fréquemment inapproprié. En effet, le choix d'un site de mangrove détruit ou dégradé n'est encore aujourd'hui pas une évidence, et de nombreux projets optent pour des sites où d'autres écosystèmes sont déjà présents, tels que des zones de vasières productives ou des herbiers marins, ce qui peut aboutir à des effets néfastes sur les écosystèmes.

La définition des acteurs au sein de projets de restauration révèle également un certain nombre de faiblesses. En effet, il est fréquent de constater un manque d'appui scientifique lorsqu'il s'agit de désigner les maîtres d'ouvrage. La rare sollicitation des scientifiques peut limiter la rigueur des méthodes et la qualité des décisions prises (Lewis III et al., 2000). La répartition des rôles entre plusieurs organisations peut également constituer un frein au bon déroulement du projet. Bien que cela puisse apporter une diversité de compétences, cela peut aussi compliquer la coordination et la communication au sein des projets. Les responsabilités mal définies ou les silos organisationnels peuvent nuire à l'efficacité globale (cf. chapitre 3).

Un autre point important est la faible représentation des communautés locales en tant que maîtres d'ouvrage. Cela restreint en effet la capacité des gestionnaires à tirer parti de la contribution précieuse que ces communautés pourraient apporter. Ces populations locales détiennent souvent une connaissance approfondie des écosystèmes, de leurs vulnérabilités face aux pressions

environnementales et des enjeux de conservation qui les concernent directement (Partelow et al., 2018).

Enfin, l'absence d'outil de diagnostic standardisé de l'état initial des sites ciblés pour la restauration peut conduire à l'adoption de mesures de restauration inappropriées, mais qui se perpétuent. Un diagnostic basé sur des données scientifiques est essentiel pour comprendre pleinement l'état des écosystèmes de mangrove, y compris les facteurs écologiques et socio-économiques qui les influencent (Bosire et al., 2008). Sans une évaluation de l'état initial, les efforts de restauration pourraient manquer leur cible en négligeant les besoins spécifiques de l'écosystème en fonction des pressions endurées, et en sous-estimant les interactions complexes qui façonnent son fonctionnement.

Sachant que les projets de restauration écologique sont majoritairement pilotés par des gestionnaires et pas par des scientifiques, ces décideurs ont besoin d'outils rapides, simples, peu coûteux et faciles à utiliser (Bezombes et al., 2017 ; De Leo & Levin, 1997). Cependant, cela ne doit pas empêcher ces outils de saisir la complexité du socio-écosystème (Bezombes et al., 2017). La description de la structure générale de l'écosystème, l'évaluation de son état et des pressions environnementales, tout en intégrant les aspects socio-économiques sont des éléments essentiels de toute mesure de gestion de l'écosystème (Rapport et al., 1998). Mais il n'existe actuellement pas de méthode disponible dans la littérature permettant aux décideurs d'évaluer ces paramètres dans les mangroves.

Face à ce manque d'outil de gestion adapté aux gestionnaires, des méthodes d'évaluation des écosystèmes ont été développées depuis les années 90, en particulier les méthodes d'évaluation rapide ou « Rapid Assessment Method » (RAM) (Barnaud & Coïc, 2010; Pioch et al., 2015). À l'origine définies pour les zones humides, il s'agit de procédures simples qui utilisent les informations existantes et les observations de base sur le terrain pour obtenir une estimation généralisée de l'état des zones

humides (Carletti et al., 2004 ; Mechin & Pioch, 2016). Un des principaux avantages de ces méthodes est leur fort réplicabilité dans un temps limité, sans compromettre l'information écologique (Quétier et al., 2012). En effet, elles nécessitent moins de temps passé sur le terrain et une expertise moindre comparée aux méthodes quantitatives, et permettent de les compléter judicieusement. Ces méthodes ont été considérablement affinées et documentées et de nombreux guides ont été publiés pour garantir leur définition correcte (Adamus, 1987 ; Bartoldus, 1994 ; Boileau et al., 2022 ; Fennessy et al., 2007 ; Pioch et al., 2018 ; Sutula et al., 2006).

Néanmoins, ces méthodes ne visent pas à l'exhaustivité écologique caractéristique des inventaires ou des suivis scientifiques. Elles cherchent plutôt à fournir, à partir d'indicateurs clés d'un milieu, des indications sur son « état de santé » ou son « bon état écologique », permettant ainsi de mesurer soit des pertes, soit des gains liés à des mesures d'ingénierie écologique. Nous sommes pleinement conscients des nombreuses limites à considérer lors de la tentative de description d'un système écologique, dues d'une part au manque de connaissance du vivant (moins de 15 % de la biodiversité est connue) et, d'autre part, aux outils dont nous disposons pour l'observer, le décrire et le classer.

3. DEFINITION D'UNE METHODE D'ÉVALUATION RAPIDE DE L'ÉTAT DES MANGROVES :

L'OUTIL RAM-MANGROVES

Cette section de la recherche doctorale propose de fournir les premières bases pour la définition d'une RAM dédiée à l'évaluation de l'état des mangroves comme systèmes socio-écologiques. Cette recherche a été menée dans le cadre d'une collaboration entre le Ministère français de l'Environnement à travers une banque de développement française : le FFEM (Fonds Français pour l'Environnement Mondial), l'UMR CNRS ESPACE, le LAGAM (Laboratoire de Géographie et d'Aménagement de Montpellier) et Créocéan, dans le cadre du programme IFRECOR. Il s'inscrit dans la continuité de la méthode MERCI (Méthode pour Eviter, Réduire et Compenser les Impacts), développée depuis 2016 par l'IFRECOR (Pinault et al., 2017). La méthode RAM Mangroves vise à accorder une note de 0 à 3 à une série d'indicateurs, définissant l'état de la mangrove et décrivant l'état des principales composantes du système socio-écologique (Pioch et al., 2018).

La méthode a été développée de manière générique et calibrée pour un test dans le socio-écosystème du Delta du Saloum, au Sénégal. En effet, en raison des variations structurelles et fonctionnelles des mangroves mondiales en fonction des zones biogéographiques considérées, il n'est pas possible de créer un outil universel qui fonctionnerait efficacement pour tous les écosystèmes de mangrove en utilisant de mêmes indicateurs globaux segmentés aux mêmes valeurs de seuil. Par exemple, la zone atlantique présente une dizaine d'espèces réparties le long de la côte est de l'Amérique et de la côte ouest de l'Afrique, tandis que la zone indopacifique compte entre 40 et 70 espèces de palétuviers, présentes en Afrique de l'Est, en Asie et dans les îles du Pacifique (Lugo & Snedaker, 1974 ; Tomlinson, 2016). Ainsi une note sur le nombre d'espèces doit être calibrée en fonction de la richesse spécifique de la région étudiée. Le choix du Delta du Saloum a été effectué en raison du haut niveau de

connaissance de l'équipe de recherche sur ce territoire et de nombreux partenariats pré existants avec des institutions locales.

Cependant, les palétuviers partagent également de nombreuses caractéristiques communes telles que leur caractère halophile, la présence de genres communs telle que *Rhizophora* et *Avicennia*, ainsi que le type de substrat qu'elles occupent. C'est pourquoi la méthode d'évaluation utilisée ici peut être adaptée à d'autres régions en ajustant certains éléments. Enfin, la démarche méthodologique proposée et les principales thématiques (catégories d'indicateurs) peuvent être facilement transposées au niveau mondial, tout en acceptant l'ajout de nouveaux indicateurs spécifiques, selon chaque site de projet.

Le cadre conceptuel et méthodologique utilisé dans cette étude s'inspire des méthodes américaines d'évaluation des zones humides (Kotze et al., 2012 ; Sutula et al., 2006) qui consistent en une série d'indicateurs associés à un système de notation adapté aux gestionnaires et aux décideurs. Le recul critique sur ce choix est présenté dans le chapitre suivant « matériel et méthode ». Dans le cadre de cette recherche, la question suivante est soulevée : **comment évaluer rapidement et à moindre coût l'état d'une zone de mangrove comme système socio-écologique située dans le Delta du Saloum au Sénégal ?**

La principale application envisagée de cette méthode, dans le cadre de cette thèse, est de réaliser un état initial d'une zone envisagée comme site de restauration afin de dimensionner les mesures de restauration. Idéalement, cela doit être couplé à une comparaison après les mesures de restauration sur la même zone afin d'évaluer l'évolution du milieu et de contribuer à l'évaluation des mesures de restauration (gains écosystémiques).

Cependant, il est important de noter que les potentialités d'applications de cette méthode sont nombreuses, à titre d'exemple on peut citer :

- La réalisation d'un état initial dans le cadre d'une étude d'impact couplé à un suivi après impact pour évaluer les pertes écosystémiques.
- Le dimensionnement de mesures compensatoires dans le cadre d'un projet d'aménagement au niveau d'une zone à mangroves. Cette application est dédiée au cadre réglementaire français, plus spécifiquement à la séquence ERC (Eviter, Réduire, Compenser). En effet, une des méthodes qui a inspiré ce travail est la méthode MERCI-COR (Méthode pour Eviter, Réduire et Compenser les Impacts sur les récifs coralliens¹). Cette méthode est spécifiquement dédiée au dimensionnement des mesures compensatoires. Pour cela, un premier état initial est dressé avant impact, puis l'état après impact est prédit, à dire d'experts. La différence entre les deux notes permet d'évaluer la perte socio-écologique liée à l'impact et donc de dimensionner des mesures compensatoires afin de compenser cette perte. Rappelons enfin que l'approche MERCI est la seule méthode de dimensionnement des mesures compensatoires recommandée par le ministère de la transition écologique pour les milieux marins (CGDD, 2021). C'est une approche de dimensionnement par « écarts de milieu », et non par ratio, c'est-à-dire qu'elle se concentre sur la différence qualitative entre l'état initial et l'état après impact, plutôt que sur une simple proportion. Cette méthode offre ainsi une évaluation plus fine des perturbations écologiques induites par un projet et permet une compensation adéquate en prenant en compte la spécificité des écosystèmes marins.

¹ Plus d'informations sur cette méthode sont disponibles ici : <http://ifrecor-doc.fr/items/show/1743>

3.2. Matériel et méthode

L'ensemble des premiers éléments de la méthode que nous avons développée a été défini en respectant les étapes et les recommandations du guide de Sutula et al. (2006) pour le développement d'une RAM.

3.2.1. Fondements scientifiques et opérationnels

Avant de décrire le développement de la méthode d'évaluation rapide de l'état des mangroves, il est essentiel de clarifier et de discuter des notions d'état d'un écosystème, et plus particulièrement des mangroves.

L'évaluation des systèmes écologiques représente une tâche très complexe qui englobe divers aspects. Maître d'Hôtel & Pelegrin (2012) établissent une distinction entre l'évaluation objective et celle à vocation normative. Dans la première, la valeur est évaluée de manière directe, visant à une description précise (Heink et al., 2015). Cette démarche, orientée vers l'utilisation scientifique (Bouleau et al., 2009), ne génère généralement pas de controverse significative (Devictor, 2018a). Une polémique émerge à propos de l'évaluation à vocation normative destinée à influencer les prises de décisions ou la gestion environnementale, notamment dans le cadre de l'utilisation des indicateurs de biodiversité (Heink et al., 2015). À cet égard, l'emploi de termes tels que « état de santé » (Mallee, 2017), ou encore « bon état » (Directive Cadre sur l'Eau) soulève des questions, car ces concepts véhiculent des jugements de valeur (Lackey, 2001; Turnhout et al., 2007). Cette situation semble aller à l'encontre du fondement selon laquelle la science, supposée neutre et axée sur les faits, est exempte de toute considération morale.

Cependant, ces concepts sont nécessaires afin d'adopter une démarche opérationnelle (Bezombes et al., 2017). En effet, que cela soit à travers des normes réglementaires ou dans le cadre de projets de

restauration, la notion de dégradation et d'amélioration de l'état des écosystèmes est centrale. Dans le cadre de cette thèse, nous nous efforcerons, à partir de la littérature scientifique sur le sujet et des objectifs spécifiques à la RAM, d'apporter un cadre clair d'utilisation de la méthode à travers une définition de l'état des mangroves.

Dans un premier temps, il est important de noter que l'état de santé des mangroves ne fait pas l'objet d'un consensus scientifique (Manna & Raychaudhuri, 2020). Manna et Raychaudhuri (2020) développent, à partir de cette affirmation, un indicateur, basé sur les données satellitaires, de « santé » de la mangrove uniquement basée sur la végétation. Or, nous entendons ici définir l'état de la mangrove en tant que SES.

On trouve plusieurs définitions du « bon » état d'un écosystème dans la littérature, dont la plupart sont liées à la directive-cadre sur l'eau (DCE) développée en Europe dans les années 90 et au concept de bon état écologique des écosystèmes aquatiques (Tett et al., 2013). Certains définissent ce bon état comme étant celui où l'écosystème ressemble à son meilleur état « naturel » ou « de référence » avant d'être négativement impacté par les activités humaines (Everard, 2012). Cependant, cette notion d'« état de référence » est contestée par certains auteurs qui considèrent qu'il est irréaliste de viser un écosystème du passé, étant donné l'évolution en cours du monde actuel face au changement climatique (Hughes et al., 2017; Moreau et al., 2022). De plus, ces définitions ne tiennent pas compte de l'interaction de l'écosystème avec les sociétés humaines, sous-entendant que les activités humaines lui nuisent nécessairement (Corlett, 2016 ; Jackson & Hobbs, 2009). Si l'on considère les mangroves comme un socio-écosystème, comme c'est le cas dans nos travaux, alors l'évaluation de leur état doit nécessairement passer par une analyse de la relation entre la nature et les sociétés en plus des paramètres purement écologiques. Toutefois, cette relation ne doit pas être simplifiée en considérant

exclusivement que l'un nuit à l'autre. Ni qu'un écosystème en bon état est forcément un écosystème isolé des sociétés humaines (Cormier-Salem, 2017).

Dans le cadre conceptuel de notre étude, basé sur le Système Socio-Écologique (SES), nous considérons que la définition de l'état d'un écosystème est intrinsèquement liée aux objectifs de l'approche adoptée. Notre approche, principalement appliquée aux travaux de restauration et aux études préalables à des projets d'aménagement dans le cadre de la séquence ERC, vise à évaluer les interactions entre les ressources de l'écosystème (RS) et les acteurs impliqués (A). Nous nous concentrons sur l'identification des sources de dégradation (pressions anthropogéniques ou naturelles) et la priorisation des actions de restauration ou d'ERC, tout en mettant en avant les enjeux de conservation spécifiques aux zones d'étude.

La dégradation des mangroves sera définie comme une perte de diversité, de structure et/ou de fonctionnalités au-delà des limites de la variation naturelle, en raison de facteurs naturels et/ou anthropogéniques (Vásquez-Grandón et al., 2018; Yando et al., 2021). Notre définition du bon état d'un écosystème est également liée aux résultats (O), c'est-à-dire à la capacité de l'écosystème à offrir et à maintenir des contributions bénéfiques aux sociétés humaines, en soulignant l'importance des boucles de rétroaction entre les composantes écologiques et sociales. Cette perspective s'aligne étroitement avec celle de la 'directive-cadre stratégique pour le milieu marin' (DCSM) publiée par la Commission européenne en 2000 (European Commission, 2000), en mettant l'accent sur la dynamique et les interactions complexes au sein des SES.

Notre approche part du postulat que certaines fonctionnalités de l'écosystème sont difficilement remplaçables, ou seulement sur une longue période (Devictor, 2018b). Ainsi, la perte de certaines de ces fonctionnalités, due à des dégradations, peut entraîner de lourdes conséquences pour les communautés humaines ou d'autres êtres vivants. Prenons l'exemple d'un palétuvier endommagé ou détruit : il peut être replanté, ce qui pourrait sembler relativement simple si l'on considère le palétuvier

comme une entité isolée. Cependant, si ce palétuvier remplit plusieurs contributions essentielles pour les communautés humaines (ressources alimentaires, médecine traditionnelle, bien-être psychologique) ou abrite une espèce menacée, alors sa simple replantation peut ne pas suffire à restaurer le socio-écosystème ou avec un temps de latence long. Les efforts nécessaires pour le remplacer doivent donc être dessinés en prenant en compte l'ensemble des fonctionnalités associées à l'individu. De la même façon, l'évaluation doit également prendre en compte l'ensemble de ces fonctionnalités. Dans le cas d'un projet d'aménagement qui amènerait à détruire cet individu, ce sont également toutes ces fonctionnalités qui doivent être prises en compte pour une éventuelle compensation.

Souligner ces aspects à travers un système de notation simple et accessible, permettant de quantifier la singularité de l'écosystème via une approche intégrée, aidera les porteurs de projets d'aménagement à privilégier l'évitement (abandonner la dégradation) ou la réduction des impacts plutôt que des travaux de compensation plus hasardeux et complexes écologiquement, mais moins onéreux et plus « visibles » pour les aménageurs (Calvet et Salles, 2019). De même, cela aidera les porteurs de projets de restauration à anticiper la complexité et l'ampleur des mesures nécessaires pour atteindre un objectif de restauration s'il est clairement défini. Ainsi, cette approche permettrait de dépasser les idées préconçues, où les mangroves sont réduites à de simples forêts de palétuviers, et où le simple regain de couverture en palétuviers serait suffisant pour retrouver un écosystème pérenne et pleinement fonctionnel.

La RAM que nous avons tenté de développer ici est organisée en attributs, comprenant des indicateurs qui détaillent un large éventail de paramètres, à la fois environnementaux et socio-économiques (Kotze et al., 2012). Un attribut peut être défini comme une catégorie générale utilisée pour décrire une composante particulière de l'écosystème des mangroves. Les attributs englobent donc des

indicateurs spécifiques qui permettent d'évaluer et de quantifier des aspects particuliers de l'état des mangroves.

Pour chaque indicateur, un score est donné (Hallett et al., 2019). La moyenne des notes de chaque indicateur nous permet d'obtenir un indicateur global de l'état des mangroves. La signification des notes de cet indicateur est présentée dans le Tableau 5.

Tableau 5 : Notes utilisées par la RAM pour décrire l'état des mangroves.

Score	Description
0	Un état complètement altéré dû aux activités humaines et/ou aux événements naturels, les changements sont si importants qu'il y a une conversion presque totale de l'écosystème. L'écosystème ne peut plus remplir ses fonctions écologiques et socio-économiques.
1	Un état altéré dû à des activités humaines et/ou à des événements naturels. Une conversion partielle de l'écosystème a lieu. L'écosystème ne peut plus assurer la majorité de ses fonctions écologiques et socio-économiques, mais certaines fonctions sont maintenues.
2	Un bon état, mais légèrement altéré, dû aux activités humaines et/ou aux événements naturels. L'écosystème peut assurer la plupart de ses fonctions écologiques et socio-économiques, mais certaines fonctions ont été perdues ou le seront certainement dans un futur proche.
3	Très bon état et inaltéré. L'écosystème peut remplir toutes ses fonctions écologiques et socio-économiques de manière durable et peut présenter des caractéristiques exceptionnelles faisant du site une zone de fort intérêt écologique et/ou socioéconomique.

NB : Des notes intermédiaires peuvent être données : entre 2 et 3 cela peut être 2,5 ou plus près de 3 avec 2,8 ou 2,9.

3.2.2. Construction de la méthode

3.2.2.1. Sélection des indicateurs

La première étape a été de réaliser une étude bibliographique afin de dresser une liste des indicateurs utilisés pour décrire l'état des écosystèmes de mangrove du Sénégal, ainsi que leurs protocoles de

collecte de données respectifs. Une première recherche bibliographique a été effectuée à l'aide de la méthode normalisée du protocole PRISMA (Moher et al., 2010) en utilisant les bases de données Scopus d'Elsevier et les bases de données de Web Of Science (WOS). Les mots clés utilisés sont les suivants : « Mangrove(s) » AND « Assessment method » OR « Ecological statement » OR « bioindicators » OR « anthropic pressures » AND « Senegal » OR « Saloum Delta ». Les étapes de traitement de l'analyse bibliographique en accord avec le protocole PRISMA sont détaillées en Figure 36.

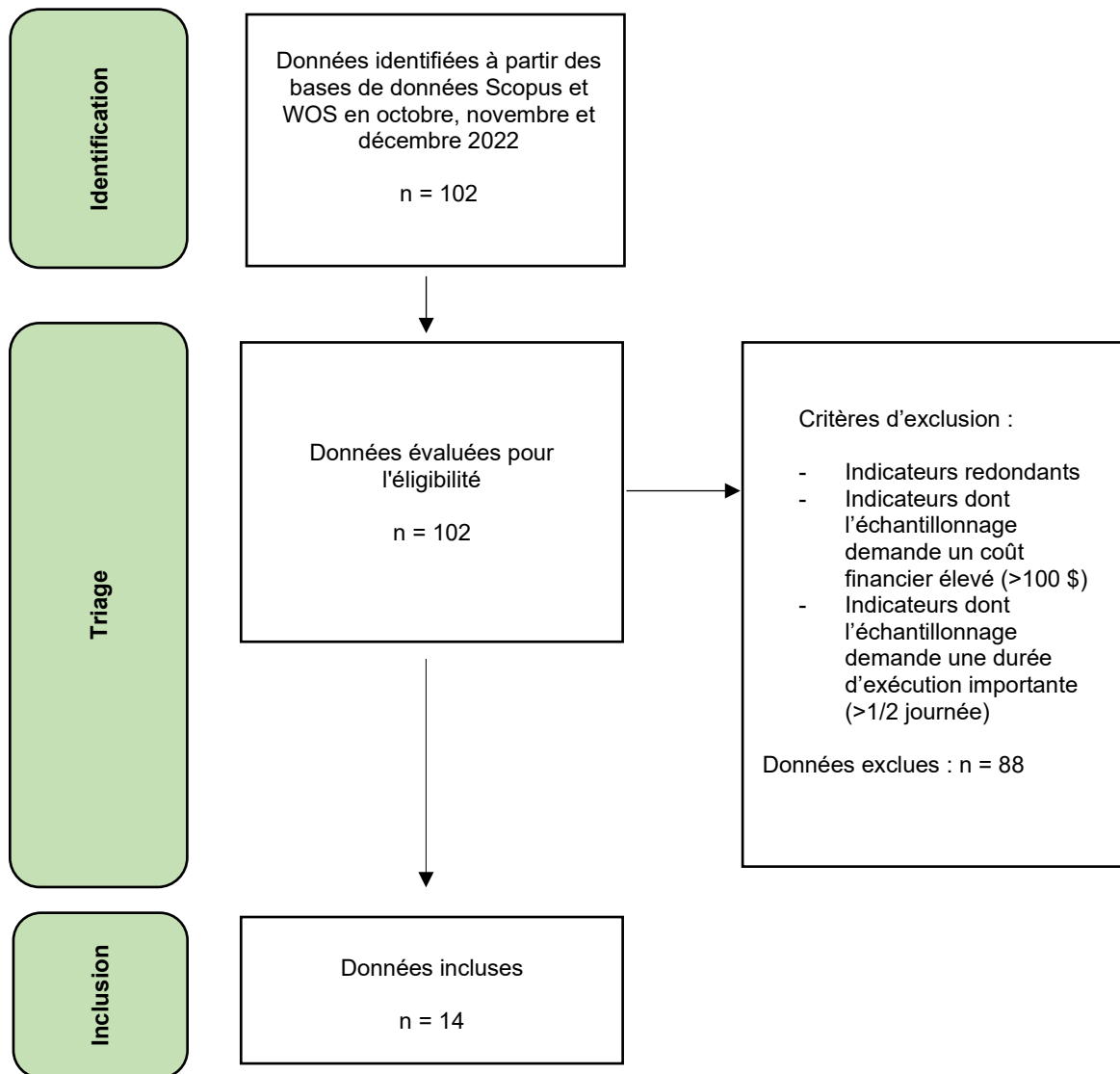


Figure 36 : Organigramme PRISMA de l'analyse bibliographique.

La littérature scientifique disponible sur le sujet est limitée, ne nous offrant qu'une liste faible d'indicateurs et de protocoles de collecte des données. Afin de compléter cette liste, nous avons mené une série d'entretiens semi-directifs avec huit experts ayant une expérience des mangroves. Les questions suivantes ont été posées aux experts : quels sont les indicateurs qu'ils considèrent comme essentiels pour comprendre le fonctionnement d'une zone de mangrove ? Quels sont les paramètres écologiques ou socio-économiques qu'ils considèrent comme des indicateurs directs de l'état de l'écosystème ? Ont-ils déjà collecté ces indicateurs sur le terrain et connaissent-ils leurs protocoles de collecte de données ?

Après avoir obtenu cette liste d'indicateurs, il a été nécessaire de les évaluer au regard des exigences des méthodes d'évaluation rapide (Sutula et al., 2006) afin de sélectionner les plus pertinents en éliminant ceux qui nécessitent :

- Un long protocole de collecte de données (idéalement, la méthode ne devrait pas prendre plus d'une demi-journée de travail sur le terrain) ;
- Un coût financier élevé (pas plus de 100 \$US environ par indicateurs) ;
- Des compétences techniques importantes (analyse en laboratoire, compétences naturalistes importantes, installation de machines *in situ*, etc.).

Dans un second temps il a fallu établir les valeurs seuils en termes écologiques et/ou sociaux pour chaque score de chaque indicateur. Pour cela nous avons réalisé une seconde analyse bibliographique en utilisant également le protocole standardisé PRISMA. Les revues de littérature ont été extraites des bibliothèques SCOPUS d'Elsevier et WOS en utilisant les mots clés suivants : « Mangrove(s) » AND

« pH » OR « salinity » OR « forest structure » OR « population dynamic » OR « geomorphology » OR « erosion » OR « cover rate » OR « vitality » OR « disease » OR « pests » OR « soil » OR « granulometry » OR « crab » OR « bioindicator » OR « associated fauna » OR « associated flora », « community uses » OR « pollution » OR « plastic » OR « waste » AND « Saloum delta » AND « Senegal ». Les étapes de traitement de l'analyse bibliographique en accord avec le protocole PRISMA sont détaillées Figure 37.

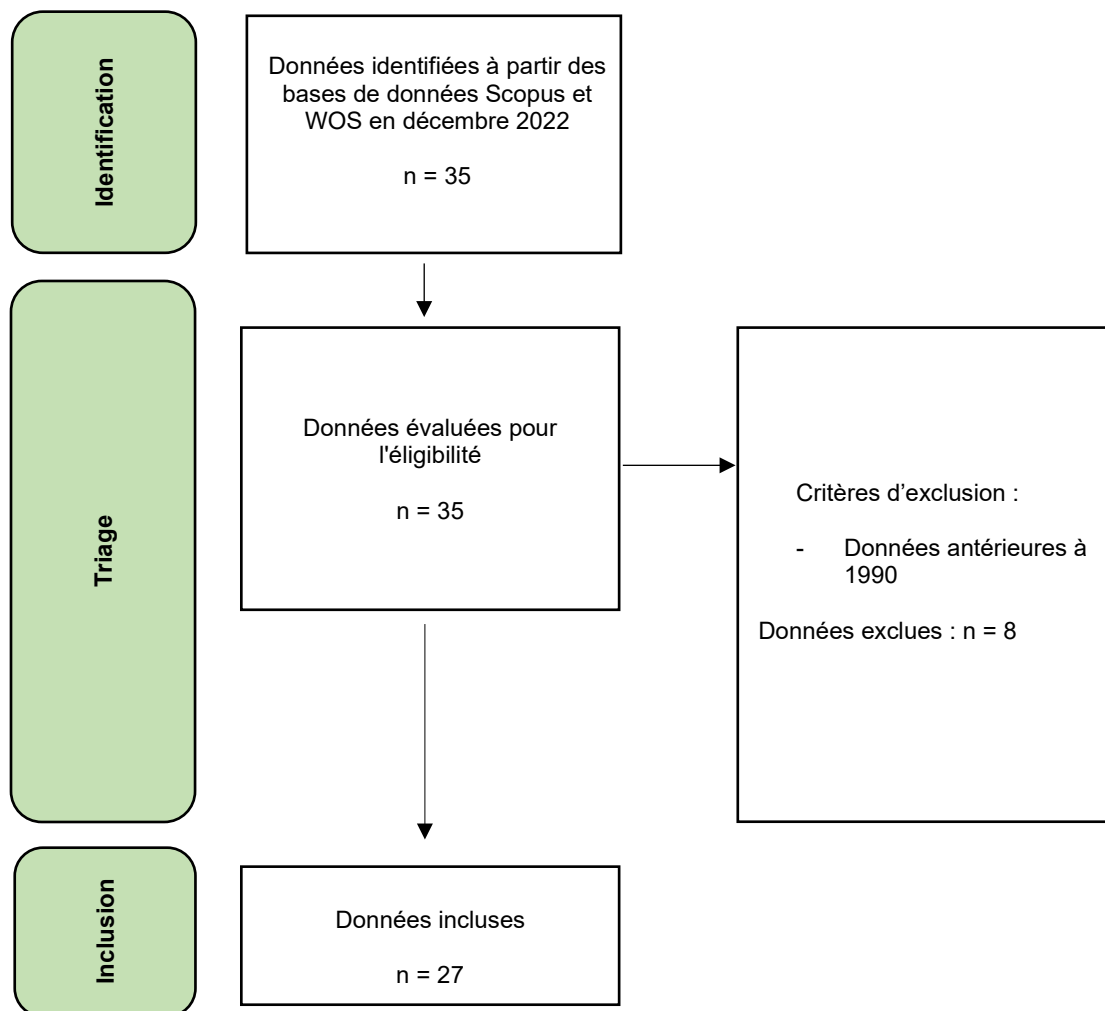


Figure 37 : Organigramme PRISMA de l'analyse bibliographique.

3.2.2.2. Présentations des indicateurs retenus

Le Tableau 6 présente l'ensemble des éléments de la méthode RAM-MANGROVES. La méthode comprend cinq attributs, chacun jouant un rôle dans la description de différents aspects de l'écosystème. Tout d'abord, l'attribut nommé contexte paysager est évalué à l'aide d'un seul paramètre appelé dynamique. Cet attribut vise à décrire la zone environnante de la forêt de mangrove et son influence potentielle sur l'état de l'écosystème. Cette évaluation se fait par l'observation des structures artificielles qui peuvent entraver la progression de la mangrove. Deuxièmement, l'attribut d'évaluation de la santé des palétuviers comprend six indicateurs. Certains indicateurs mettent en évidence des caractéristiques forestières (richesse spécifique, hauteur de la canopée et taux de recouvrement), tandis que d'autres mettent l'accent sur des aspects liés à la dynamique de la forêt (taux de mortalité, dynamique de la population, vitalité). Le troisième attribut concerne l'évaluation de la qualité du sol et comprend quatre indicateurs qui mesurent l'adéquation du sol à la colonisation des palétuviers. Les conditions physico-chimiques du sol, notamment le pH et la salinité, ainsi que la composition granulométrique correspondant à la texture du sol, sont évaluées. Enfin, un indicateur appelé sédimentation est utilisé pour tenir compte de l'érosion et de l'accrétion des sédiments sur la dynamique de la mangrove. Le quatrième attribut concerne la biodiversité associée aux mangroves et se compose de deux indicateurs. Étant donné qu'il n'est pas possible de réaliser un inventaire exhaustif des espèces en raison des ressources financières importantes, du temps et de l'expertise naturaliste nécessaires, qui seraient incompatibles avec les exigences d'une RAM, l'attribut a été abordé par deux proxys. L'accent est ainsi mis sur le nombre d'espèces associées aux palétuviers présents et l'identification des espèces notables, clé de voûte ou protégées, car ces facteurs contribuent de manière significative, à la prise de décision en matière de gestion. Le deuxième indicateur, appelé qualité du sol, correspond à l'abondance des crabes, qui est un bio-indicateur fréquemment utilisé pour évaluer l'état des mangroves (Retnaningdyah et al., 2022 ; Thornton & Johnstone, 2015). Enfin,

l'attribut composite « relations société-mangrove » intègre quant à lui trois indicateurs. Cet attribut permet dans un premier temps d'intégrer les impacts des communautés humaines sur l'écosystème. La présence de macrodéchets sur le sol est d'abord évaluée. Pour poursuivre, l'indicateur niveau de protection de la zone adopte une notation inspirée des niveaux de protection de l'UICN et décrit l'engagement des communautés humaines en faveur de la sauvegarde et de la conservation des mangroves. Enfin, l'indicateur variété des usages est lié à deux processus : d'une part, plus un écosystème est en bon état, plus il peut maintenir ses fonctions écologiques et plus il peut fournir de services écosystémiques à l'être humain ; les usages nombreux, variés et durables de la mangrove témoignent donc de ce processus. De plus, un écosystème qui fournit un grand nombre de services aux communautés humaines est un écosystème de grande valeur pour l'humanité, ainsi, sa dégradation ou sa disparition pourrait avoir de graves conséquences sur le bien-être humain, surtout si les services fournis sont indispensables à la population. La prise en compte de ce dernier aspect est particulièrement importante dans le cadre des études réglementaires telles que les études d'impacts.

3.2.2.3. Présentation du système de notation

Le système de notation présenté dans la Figure 38 offre plusieurs niveaux de lecture pour évaluer l'état de l'écosystème. Dans un premier temps, il fournit une note d'état globale agrégée, dérivée de la moyenne des notes attribuées aux indicateurs individuels. Cette mesure globale offre une perspective holistique du socio-écosystème, s'avérant utile pour les décideurs ou pour informer les populations. Mais elle est insuffisante pour définir précisément les caractéristiques du projet de restauration écologique à mener. En effet, elle n'a pas vocation à visualiser les facteurs de dégradation spécifiques qui affectent l'écosystème. Deux scores globaux similaires peuvent représenter deux écosystèmes distincts présentant des problèmes de gestion différents. La profondeur nécessaire pour prendre des décisions de gestion éclairées n'est donc pas présente dans ce seul indicateur global,

malgré son intérêt, par exemple, pour les comparaisons à grande échelle entre de nombreux sites. En revanche, dans le cadre réglementaire de la séquence ERC, une telle mesure pourrait être utilisée de la même manière que la RAM sur les coraux (Pinault et al., 2017) comme recommandé par la réglementation française afin d'informer le public dans le cadre des évaluations environnementales (Ministère de la transition écologique, 2021).

Les deuxième et troisièmes niveaux de lecture détaillent le score global. Tout d'abord, la moyenne des scores des indicateurs pour chaque attribut permet de mettre en relief les thématiques les plus problématiques (score faible) ou les points forts (score élevé). Ces notes permettent d'évaluer les états propres aux différentes composantes du SES et d'orienter ainsi l'attention des gestionnaires vers un domaine thématique spécifique pour mieux cibler d'éventuelles actions, amont comme aval. Cela permet aux gestionnaires, par exemple, d'adapter leur sélection d'experts en fonction de l'expertise requise pour le domaine thématique identifié.

Enfin, si un attribut pertinent a été identifié dans un contexte local, un dernier niveau d'interprétation est possible avec le score au niveau de l'indicateur. L'inclusion d'explications sur les indicateurs dans chaque score permet alors de préciser l'état de telle ou telle composante du SES, ce qui permet, le cas échéant, de faciliter la mise en œuvre d'actions ciblées au niveau local ou d'appeler à une analyse approfondie par un expert de la question ciblée par cet indicateur

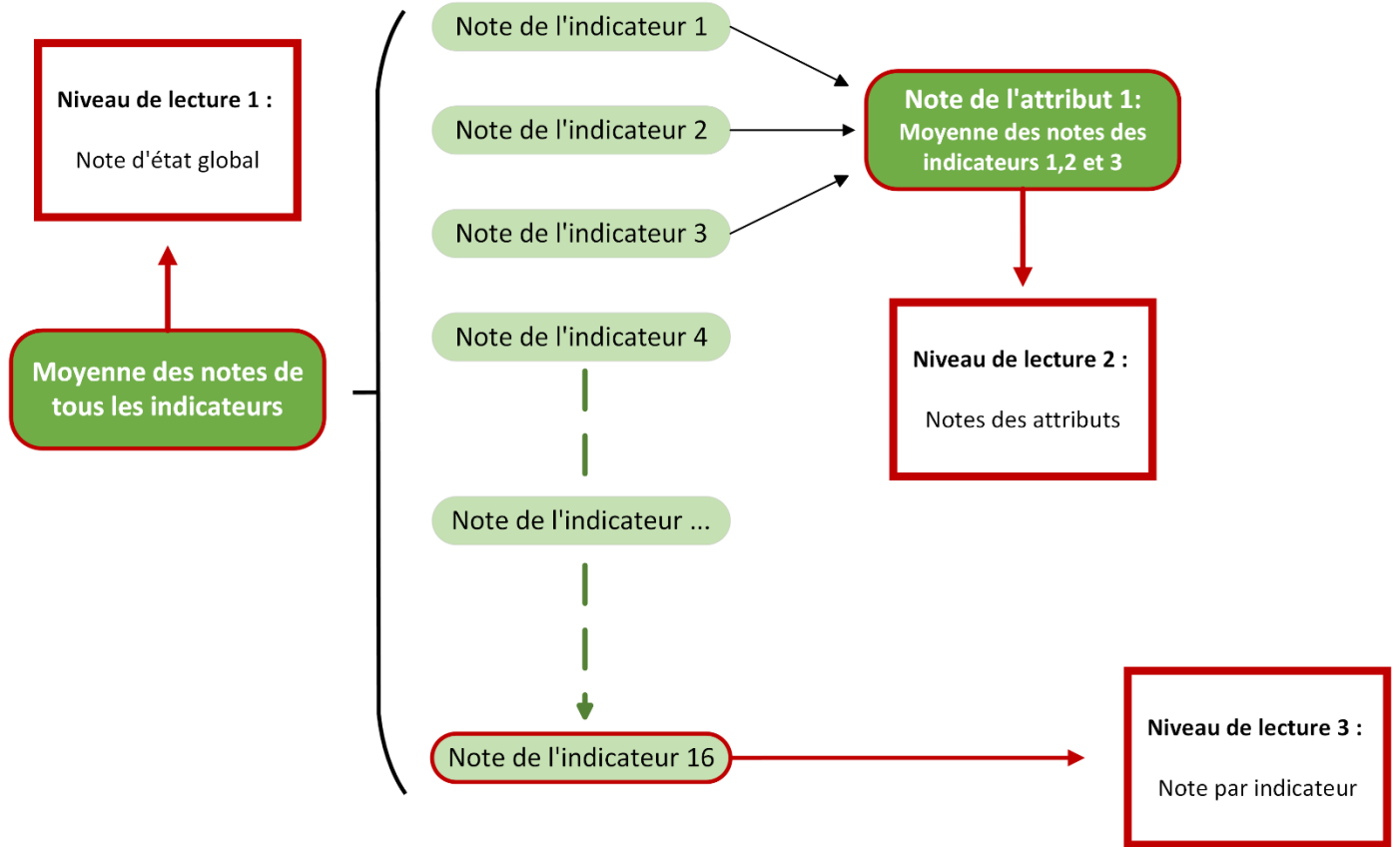


Tableau 6 : Attributs, indicateurs et notes de la méthode RAM-MANGROVES

Attributs	Indicateurs	Notes
Contexte paysager	Dynamique La zone adjacente est-elle exempte de structures humaines qui entravent la progression de la mangrove ?	0. La zone est entravée par des infrastructures humaines situées à moins de 50 mètres de la forêt de mangrove, ce qui empêche l'extension spatiale potentielle de la mangrove.
		1. La zone présente une ou plusieurs infrastructures humaines empêchant la progression des mangroves, mais ces infrastructures sont assez éloignées ou sur un côté uniquement (>50 m).
		2. La zone présente des infrastructures humaines qui n'entravent pas la dynamique entre les zones et n'empêchent pas la mangrove de progresser (par exemple, des infrastructures sur pilotis permettant la circulation de l'eau).
		3. Il n'y a pas d'infrastructure humaine dans la zone adjacente aux mangroves. Les mangroves sont libres de progresser sur la totalité de la zone de balancement des marées.
Évaluation de la santé des palétuviers	Richesse spécifique Nombre d'espèces de palétuviers présentes dans la zone d'étude par rapport au nombre total d'espèces présentes dans la région.	0. Il n'y a pas de palétuviers dans la zone.
		1. La zone compte moins de 50% du nombre total d'espèces.
		2. La zone compte au moins 50% du nombre total d'espèces.
		3. La zone compte le nombre maximum d'espèces.
	Taux de recouvrement en palétuviers	0. Entre 0% et 25%.
		1. Entre 25% et 50%.
		2. Entre 50% et 75%.
		3. Entre 75% et 100%.
	Dynamique de population Nombre de jeunes pousses de palétuviers (hauteur > 30 cm)	0. Pas de jeunes pousses ou mangroves très jeunes composées uniquement de jeunes pousses.
		1. Quelques jeunes pousses sont observées le long du transect, mais en très petite quantité (environ égale ou inférieure à 5 jeunes pousses).

Attributs	Indicateurs	Notes
		2. Des jeunes pousses sont observées le long du transect. Plus de 3 jeunes pousses sont observées et leur nombre est aisément dénombrable, se situant à environ 20 ou moins.
		3. Un très grand nombre de jeunes pousses sont observées, leur nombre est supérieur à 20.
	Hauteur de la canopée Toutes espèces confondues	0. Entre 0 mètre et 1 mètre.
		1. Entre 1 mètre et 3 mètres.
		2. Entre 3 mètres et 5 mètres.
		3. Supérieur à 5 mètres.
	Taux de mortalité des palétuviers	0. La zone présente 100% de palétuviers morts.
		1. La zone présente plus de 50% de palétuviers morts.
		2. La zone présente moins de 50% de palétuviers morts.
		3. La zone présente < 5% de palétuviers morts.
	Vitalité des palétuviers Les signes de maladies les plus courants sont des trous ou des taches sur les feuilles. Nota Bene : Les palétuviers utilisant le système d'excrétion du sel par mortalité des feuilles possèdent davantage de feuilles jaunes/brunes sans que cela ne soit un signe de dégradation.	0. Les palétuviers n'ont presque pas de feuillage ou seulement des feuilles jaunes ou brunes et/ou toutes les feuilles présentent des signes de maladie/parasites.
		1. Les palétuviers ont peu de feuillage, il y a beaucoup de feuilles jaunes ou brunes et/ou la majorité des feuilles présentent des signes de maladie/parasites.
		2. Les palétuviers ont un feuillage dense, vert, mais certaines parties ont un feuillage moins dense avec quelques feuilles jaunes ou brunes et/ou présentent des signes de maladie/parasites.
		3. Les palétuviers ont un feuillage très dense, très vert, avec très peu de feuilles jaunes ou brunes et aucun signe de maladie/parasites.
Qualité du sol	Texture du substrat	0. Le sol est composé à 100% de sable.
		1. Le sol présente moins de 50% de vase et plus de 50% de sable.

Attributs	Indicateurs	Notes
		2. Le sol présente plus de 50% de vase et plus de 50% de sable.
		3. Le sol présente au moins 90% de vase.
	Salinité de l'eau interstitielle	0. Le sol est constamment sec, sans trace d'eau interstitielle.
		1. Conditions hypo/hyper salines extrêmes : salinité <20 ou >60 pour la zone à <i>Rhizophora sp.</i> ; salinité <40 ou >90 pour la zone à <i>Avicennia sp.</i>
		2. Conditions hypo/hyper salines : salinité comprise entre 20 et 35 ou 45 et 60 pour la zone à <i>Rhizophora sp.</i> ; salinité comprise entre 40 et 55 ou 65 et 90 pour la zone à <i>Avicennia sp.</i>
		3. Conditions idéales : salinité entre 35 et 45 g/L pour la zone à <i>Rhizophora sp.</i> et 55 et 65 g/L pour la zone à <i>Avicennia sp.</i>
	pH de l'eau interstitielle	0. Le sol est constamment sec, sans trace d'eau interstitielle.
		1. Conditions hyper acides : pH inférieur à 5 ou conditions hyper basiques : pH supérieur à 9.
		2. Conditions acides : entre 5 et 7 ou conditions basiques : entre 8 et 9.
		3. Conditions idéales : L'eau interstitielle a un pH compris entre 7 et 8.
	Sédimentation	0. Forte érosion : La pente formée par le substrat à l'avant de la mangrove a une forme très incurvée ressemblant à un petit fossé. Les sédiments présents sont très compacts. Le site est très exposé à l'énergie des vagues et à la houle.
		1. La zone de mangrove subit une légère érosion : pente courbée, sédiments compacts, exposition modérée à l'énergie des vagues et de la houle.
		2. La dynamique sédimentaire dans la zone de mangrove est stable : pente plate ou légèrement concave, sédiments meubles, protection contre l'énergie des vagues et la houle.
		3. Sédimentation positive : La pente formée par le substrat à l'avant de la mangrove a une forme concave. Les sédiments présents sont meubles et très fins. Le site est protégé de l'énergie des vagues et de la houle.

Attributs	Indicateurs	Notes
Biodiversité associée	Abondance des crabes L'abondance des crabes constitue un bioindicateur de l'adéquation du sol pour le développement de la mangrove.	0. La zone ne présente aucune trace de crabes ou de terriers récents.
		1. La zone présente quelques traces de crabes ou de terriers récents.
		2. La zone présente des traces de crabes ou de terriers récents, mais ceux-ci sont largement dénombrables.
		3. La zone présente un très grand nombre de traces de crabes ou de terriers récents, ce nombre est si important qu'il serait difficile de les dénombrer.
	Faune et flore associées Par espèces remarquables on entend des espèces ingénieuses ou clé de voûte de l'écosystème.	0. La zone contient peu ou pas d'espèces associées aux mangroves.
		1. La zone présente une faible richesse spécifique, ces espèces sont pour la plupart communes, la zone n'abrite pas d'espèces remarquables ou protégées.
		2. La zone présente une grande richesse spécifique, ces espèces sont pour la plupart communes, la zone n'abrite pas d'espèces remarquables et/ou protégées.
Relation société-mangroves	Variété des usages par les communautés locales. Les usages durables de la mangrove sont inclus, tandis que les usages nuisibles sont exclus.	0. La mangrove ne fait l'objet d'aucun usage.
		1. La mangrove ne fait l'objet que d'un seul usage.
		2. La mangrove fait l'objet de plus d'un usage.
		3. La mangrove fait l'objet de plusieurs usages, dont l'un au moins est indispensable aux communautés.
	Niveau de protection de la zone Catégories de protection de l'UICN	0. Zone sous aucun statut de protection.
		1. Le site est situé dans une zone de conservation des espèces à vocation récréative. Il n'y a pas de restrictions sur les utilisations dans la zone, et le développement urbain est autorisé.

Attributs	Indicateurs	Notes
	<i>N.B : Les notes 3 de ce descripteur et du précédent sont tension. Une zone Réserve intégrale obtient 3 en « protection » et 0 en « usages ». Cette faible moyenne entre ces deux descripteurs est conforme à cette approche en socio-écosystème ou les gouvernances participatives sont considérées comme un meilleur état que les réserves intégrales.</i>	2. Le site est situé dans une zone de protection des espaces et des espèces sans vocation récréative. Les utilisations sont contrôlées, mais non restreintes. L'urbanisation est interdite. 3. Le site est situé dans une réserve intégrale gérée scientifiquement et n'a pas de vocation récréative. Les utilisations sont contrôlées et peuvent être restreintes.
	Pollution aux macrodéchets Inclus les particules de plus d'un cm en plastique, en tissus ou en métal.	0. Présence de très grandes quantités de macrodéchets recouvrant complètement le sol. 1. Des macrodéchets sont observés, recouvrant une partie du sol. 2. Certains macrodéchets sont observés en petites quantités. 3. Aucun macrodéchet observé.

3.2.3. Définition d'un protocole de terrain standardisé

Un Protocole de Terrain Standardisé (PST) est un ensemble de méthodes et procédures établies qui sont utilisées pour collecter des données écologiques de manière cohérente et reproductible sur le terrain. Ces protocoles sont conçus pour assurer que les informations recueillies soient comparables à travers le temps et l'espace. En écologie, les PST sont cruciaux pour documenter l'état initial des écosystèmes, suivre les impacts des activités humaines ou des changements environnementaux, et évaluer l'efficacité des mesures de conservation ou de restauration.

Afin de définir un Protocole Standardisé de Terrain (PST) pratique et robuste pour la RAM, une campagne de vérité terrain était nécessaire. Une étude expérimentale a été menée au Sénégal, sur cinq zones situées près du village de Toubakouta, dans la zone géographique du Delta du Saloum. Avec environ 1 500 m² par zone, chaque zone couvre une bande côtière d'environ 100 mètres, pour une bande littorale totale toutes zones confondues d'environ 2 km (Figure 39). Une équipe de quatre personnes a participé à cette étude pendant 21 jours. Au cours de cette campagne, 35 transects linéaires ont été réalisés, respectivement 7 sur chaque zone, distante l'une de l'autre de 5 mètres environ. Sur chacun de ces transects, l'ensemble des indicateurs de la méthode ont été évalués. Soit l'obtention de 16 notes par transects.

L'équipe était composée de deux experts ayant reçu une formation avancée sur les écosystèmes de mangrove et de deux personnes n'ayant pas de formations scientifiques, l'une avec des connaissances limitées des mangroves, l'autre une excellente connaissance pratique de la zone. Ce dernier groupe a reçu une aide sous la forme d'une fiche contenant des images de taxons et des instructions pour l'utilisation des appareils de mesure, du pH et de la salinité. Après l'évaluation, une session de retour d'expérience a été organisée pour évaluer l'ergonomie de la RAM, y compris son utilité et l'exhaustivité des indicateurs et du système de notation. Cette session visait à recueillir des informations sur la

praticité et l'efficacité de la RAM sur le terrain. Les membres de l'équipe ont exposé leur point de vue sur la facilité d'utilisation, la clarté des indicateurs et la pertinence du système de score pour saisir les informations souhaitées. En outre, ils ont discuté des difficultés ou des limites qu'ils ont rencontrées au cours de l'évaluation.

L'objectif de cette campagne de terrain était de répondre à quatre questions principales :

- **La première question** était liée au dispositif spatial élémentaire pour la collecte des données.

Dans les écosystèmes de mangroves, une multitude de facteurs environnementaux sont sujets à des variations significatives le long de la zone de marnage (Bowman, 1918). Cette hétérogénéité spatiale, propre aux littoraux, légitime l'adoption de transects linéaires disposés le long de l'estran en tant que méthode privilégiée pour évaluer de façon représentative l'état de ces écosystèmes. Afin de confirmer la pertinence de l'utilisation de transects linéaires comme outil spatial de base pour l'analyse de notre site d'étude spécifique, il est proposé de soumettre cette hypothèse à une validation empirique. Les trois paramètres quantitatifs de la méthode ont été sélectionnés pour l'analyse : la hauteur de la canopée, la salinité du sol et le pH. Des mesures ont été prises à trois distances distinctes (0 m, 25 m et 50 m) le long de transects perpendiculaires à la ligne de côte pour capturer la variabilité de ces paramètres en fonction de la distance par rapport à la côte. Pour tester notre hypothèse, nous avons choisi d'utiliser le test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn avec correction de Bonferroni. Le test de Kruskal-Wallis a été sélectionné car il s'agit d'une méthode non paramétrique adaptée à la comparaison de plusieurs groupes indépendants lorsque les données ne suivent pas nécessairement une distribution normale. Cette méthode permet d'évaluer si au moins un des groupes diffère significativement des autres en termes de distribution des valeurs. Après avoir déterminé la significativité globale avec le test de Kruskal-Wallis, nous avons appliqué le test

post hoc de Dunn avec correction de Bonferroni pour identifier spécifiquement quelles paires de groupes présentent des différences significatives. Le choix du test de Dunn est justifié par sa capacité à gérer les comparaisons multiples et à ajuster les niveaux de significativité pour réduire le risque d'erreurs de type I (fausses détections) qui peuvent survenir lors de multiples tests simultanés. La correction de Bonferroni est utilisée pour ajuster les valeurs p obtenues, assurant ainsi une rigueur statistique accrue. Les coefficients de Kruskal-Wallis (K) et les valeurs p associées ont été calculés en utilisant le logiciel statistique R. Une valeur p inférieure à 0,05 a été considérée comme significative. Les résultats obtenus permettront de déterminer s'il existe une variation significative des paramètres étudiés en fonction de la distance par rapport à la côte. Des résultats significatifs dans les tests de Dunn indiqueront une différence notable entre les groupes spécifiques, soutenant ainsi l'hypothèse que le transect linéaire le long de l'estran constitue un dispositif spatial élémentaire approprié pour une évaluation rapide et représentative de l'état des mangroves.

- **La deuxième question** de cette recherche concerne la détermination de l'effort d'échantillonnage nécessaire pour évaluer une petite zone, que nous définissons comme une bande d'estran englobant un littoral de moins de 100 mètres de large. L'hypothèse formulée suppose que les zones de moins de 100 mètres de large présentent une hétérogénéité le long du marnage, mais sont homogènes parallèlement à la côte. Afin de tester cette hypothèse, une analyse de la variance des notes obtenues a été réalisée entre les transects de chacune des cinq zones étudiées. Si cette analyse révèle une variance nulle, cela indiquerait que les petites zones sont effectivement homogènes. Dans ce cas, un seul transect terre-mer serait suffisant pour décrire adéquatement ces zones.

- **Notre troisième question** consiste à déterminer l'effort d'échantillonnage nécessaire pour évaluer une vaste zone, à savoir une bande le long du gradient intertidal couvrant un linéaire côtier compris entre 100 mètres et deux kilomètres. Au cours de la campagne sur le terrain, 35 transects linéaires ont été réalisés dans les forêts de mangroves, générant ainsi 16 notes pour chaque transect, correspondant aux 16 indicateurs de la méthode. L'objectif de cette étude était de déterminer le nombre minimal de transects nécessaire pour capturer à minima 99 % de la variance du jeu de données. Dans le cadre de cette démarche, des tirages aléatoires ont été effectués parmi toutes les combinaisons possibles de transects. Initialement, toutes les combinaisons possibles avec deux transects ont été considérées, puis celles avec trois transects, et ainsi de suite. Le processus a été poursuivi jusqu'à ce que la moyenne des données obtenues à partir de ces combinaisons atteigne 99 % de la moyenne de l'ensemble des 35 transects. Ce même calcul a ensuite été conditionné par une règle de répartition régulière des transects (un par zone, deux par zone, etc.).
- Enfin, **la quatrième question**, qui portait sur la durée d'exécution de la méthode, a été évaluée de même que les dépenses financières nécessaires, ainsi que les compétences techniques et l'expertise requises. Pour cela, la durée d'échantillonnage de chaque transect a été enregistrée, permettant ensuite le calcul d'une durée moyenne par transect en minutes. De même, les dépenses encourues ont été consignées pour estimer le coût moyen de la mise en œuvre de la méthode. Enfin, pour évaluer le niveau de difficulté et d'expertises requises, un questionnaire portant sur la difficulté d'exécution de la méthode a été réalisé par l'ensemble des observateurs.

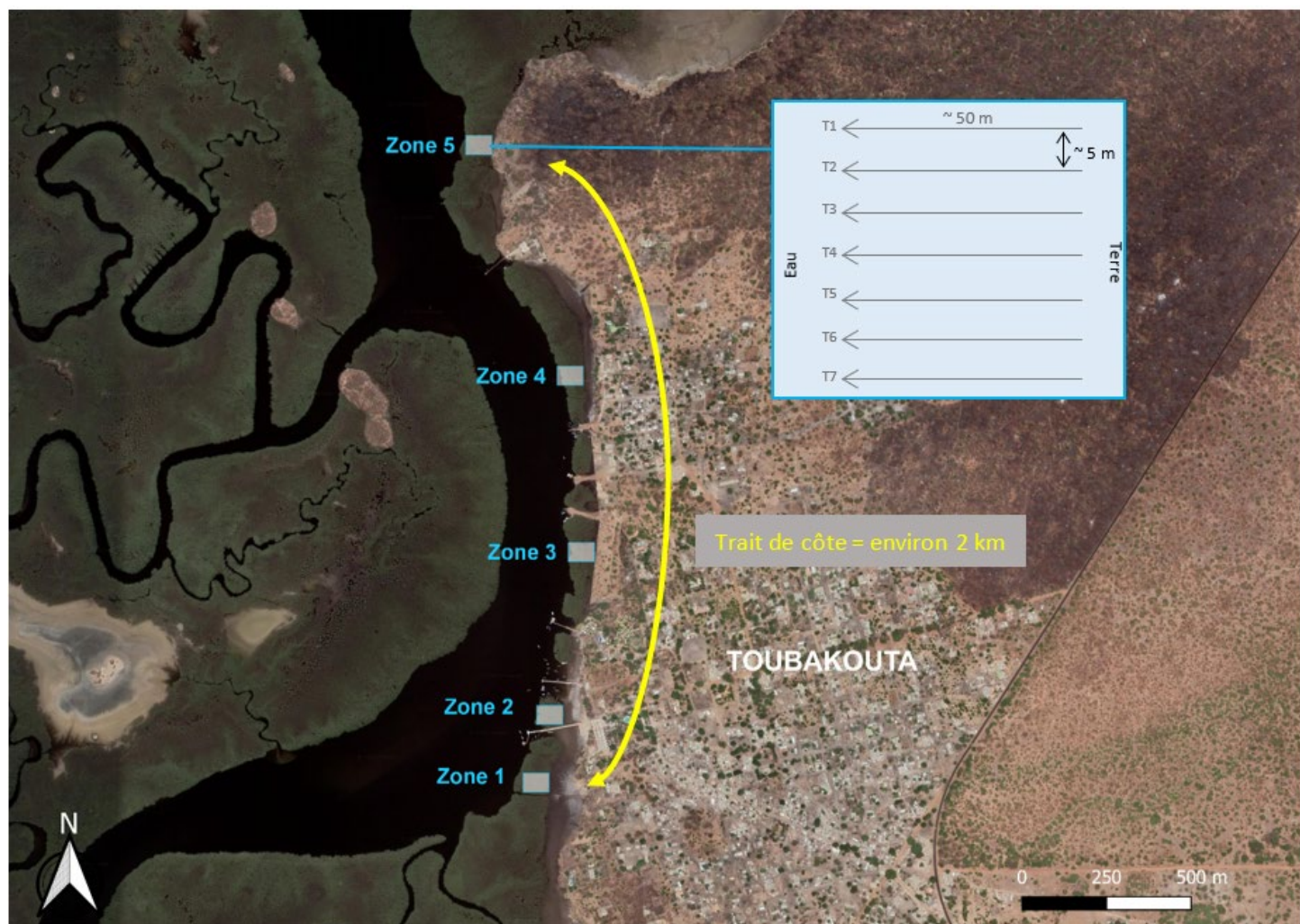


Figure 39 : Localisation des zones d'étude sur le littoral de Toubakouta, Delta du Saloum, Sénégal.
Latitude : 13°46'55,71"N ; Longitude : 16°28'09,48"O.
Crédit : ©Google satellite, Lisa Macera.

3.3. Résultats issus des expérimentations de terrain

3.3.1. Protocole de terrain standardisé

3.3.1.1. Dispositif spatial élémentaire

Le Tableau 7 synthétise les résultats des analyses de Kruskal-Wallis et des tests post hoc de Dunn avec correction de Bonferroni, effectués sur les variables écologiques étudiées au sein des mangroves : la hauteur de la canopée, la salinité et le pH, en fonction de leur distance respective à la côte.

Tableau 7 : Tableau récapitulatif des résultats des tests de Kruskal-Wallis et de Dunn.
N : taille de l'échantillon ; *P* : probabilité que les différences observées entre les groupes soient dues au hasard ;
K : variation entre les moyennes des groupes par rapport à la variation totale ; *Z* : score évaluant la
significativité statistique des différences observées ; *P* non ajustée : valeur de *P* brute ; *P* ajustée : valeur de *P*
ajustée par la méthode de Bonferroni. Les valeurs en gras correspondent aux différences significatives.

Variable	N	Kruskal-Wallis		Zones sur l'estran (m)	Dunn		
		P	K		Z	P non ajustée	P ajustée
Salinité	105	0.000149	17.623	0 - 25	2.427091	0.01522044	0.04566132
				25 - 50	1.752789	0.07963815	0.23891450
				0 - 50	4.179880	0.00002917	0.00008750
pH	105	2.047e-06	26.198	0 - 25	3.109047	0.00187692	0.00563076
				25 - 50	1.966708	0.04921691	0.14765070
				0 - 50	5.075755	0.00000039	0.00000116
Hauteur de canopée	105	0.04729	6.1028	0 - 25	1.5853059	0.11289686	0.33869058
				25 - 50	0.8481386	0.39636077	1.00000000
				0 - 50	2.4334445	0.01495593	0.04486779

Pour la salinité, la différence significative pour la paire 0-25 est très faiblement marquée, indiquant qu'il n'y a vraiment qu'un effet significatif pour les extrêmes du gradient intertidal (0-50). Pour le pH, une plus forte significativité est observée entre la paire 0-50 que 0-25, démontrant l'importance des variations le long du gradient intertidal. Quant à la hauteur de la canopée, la différence significative

seulement pour la paire 0-50 suggère qu'un gradient intertidal suffisamment marqué est nécessaire pour observer une différence significative.

En conclusion, les analyses de Kruskal-Wallis et de Dunn confirment que les variations des paramètres écologiques en fonction de la distance à la côte sont significatives principalement pour les extrêmes du gradient intertidal. En effet, il faut un gradient intertidal suffisamment marqué pour mesurer une différence significative, alors que de proche en proche, la différence est moins marquée, surtout côté eau. Cela signifie que les variations sont plus tamponnées côté eau. Ces résultats soutiennent l'hypothèse que le transect linéaire le long de l'estran constitue un dispositif spatial élémentaire approprié pour une évaluation rapide et représentative de l'état des mangroves, en capturant efficacement les gradients environnementaux présents le long de l'estran.

De plus, dans le cadre de cette méthode, **nous préconisons de réaliser un transect linéaire traversant l'intégralité de la mangrove**. Cependant, dans les cas où la canopée serait trop épaisse pour être intégralement traversée ou si les conditions d'accès à la canopée rendent difficile la traversée (densité des racines, conditions météorologiques, sol boueux, etc.), nous recommandons, au minimum, de réaliser deux transects de 50 mètres : un transect de 50 mètres de la terre vers la mer et un autre de 50 mètres de la mer vers la terre, suivant le même alignement. Cette recommandation repose sur l'hypothèse que les changements les plus significatifs surviennent au niveau des zones de transition entre les tannes et les mangroves ainsi qu'entre les mangroves et l'eau, tandis que l'intérieur des forêts de mangroves est généralement plus homogène. Dans les cas d'accès les plus difficiles, le protocole minimal recommandé est d'un seul transect de 50 mètres de la terre vers la mer. Toutefois, dans ces situations, nous suggérons de privilégier autant que possible les outils d'acquisition de données à distance, non seulement l'imagerie spatiale, mais aussi le traitement d'images aériennes, les prises de

vue par drone, etc. Cette approche permettrait de détecter d'éventuelles discontinuités marquées dans certains paramètres et, dans ce cas, de s'ajuster aux spécificités de la situation.

3.3.1.2. Effort d'échantillonnage minimal

Dans un premier temps, les analyses de variance au sein des cinq zones étudiées ont révélé une variance nulle dans chaque zone. En d'autres termes, un seul transect semble suffire pour caractériser une petite zone, c'est-à-dire une bande terre-mer couvrant un littoral de moins de 100 mètres.

Dans un second temps, les tirages aléatoires de combinaisons de transects ont révélé que cinq transects régulièrement disposés (un par zone de test) étaient suffisants pour atteindre 99,90 % de probabilité d'obtenir un résultat similaire à la moyenne des 35 transects. De plus, 4 transects expliquent 86,90 % de la variance ; ce niveau de précision n'est pas considéré comme suffisant. Le protocole proposé est donc de 5 transects régulièrement disposés pour une vaste zone de 2 km.

L'effort d'échantillonnage de la méthode est schématisé Figure 40.

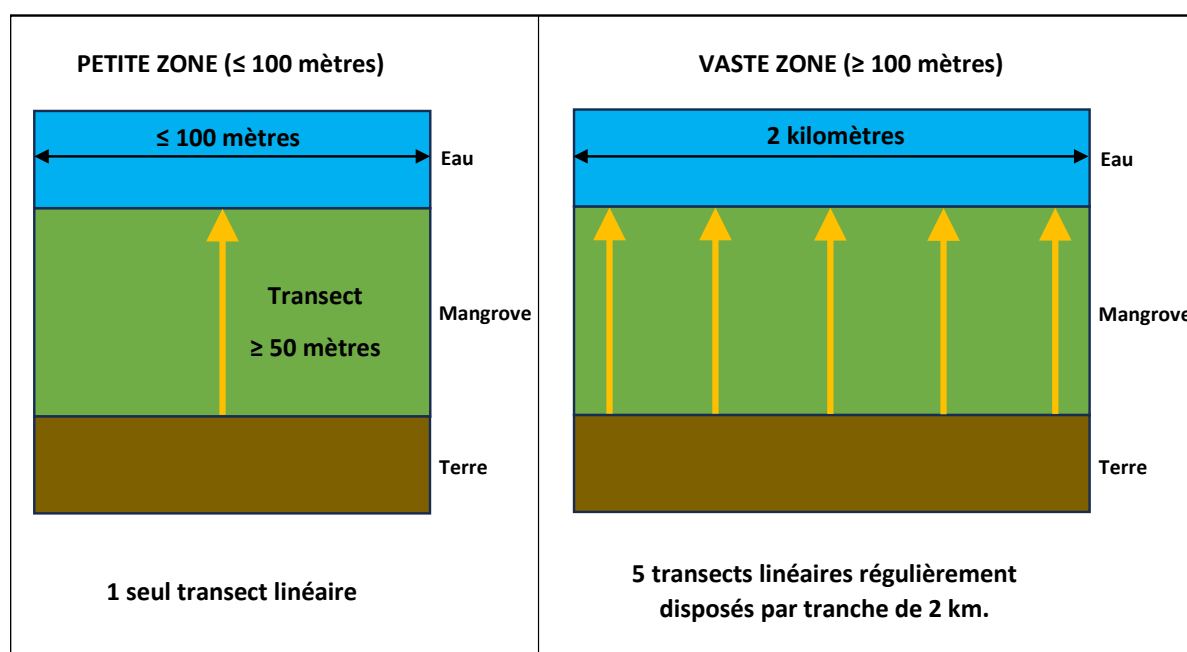


Figure 40 : Effort d'échantillonnage de la méthode RAM MANGROVES. Crédit : Lisa Macera.

3.3.1.3. Durée, coûts et compétences techniques et scientifiques nécessaires à la mise en œuvre de la méthode

En moyenne, la réalisation d'un transect de 50 mètres prend environ 30 minutes, sans tenir compte du temps de déplacement jusqu'au site d'étude, qui peut varier de quelques minutes à plusieurs heures selon l'éloignement du site.

De plus, les relevés ne peuvent être effectués qu'à marée basse, qui a lieu deux fois par jour au Sénégal (marée semi-diurne). Cela limite le temps de travail à un maximum de 2 heures par créneau de marée basse, et à un maximum de 4 heures de travail par jour lorsque les deux marées basses se produisent à la mi-journée.

Le coût moyen du matériel nécessaire à l'étude est d'environ 300 dollars US (2023), sans compter les frais de déplacement pour atteindre les sites d'intérêt. Pour mener à bien les études, des compétences naturalistes de base ou des fiches explicatives avec des photos des taxons sont nécessaires pour différencier les espèces de palétuviers et leurs espèces associées. L'utilisation d'un tamis pour la granulométrie, d'un pH-mètre et d'un réfractomètre ne nécessite aucune compétence particulière, car ces appareils courants sont hautement automatisés. Lors du test, la RAM a été utilisée avec succès par quatre personnes aux compétences différentes.

Enfin, le travail dans les mangroves comporte de nombreux risques dont les plus importants sont listés ci-après : chutes, déshydratation, insolation, noyades, blessures liées à des animaux. Afin de limiter les risques de sécurité liés au travail dans les mangroves et également de limiter les erreurs, il est recommandé qu'au moins deux personnes réalisent la campagne de terrain. Enfin, pour une réalisation plus rapide et moins risquée, il est suggéré de la réaliser à trois personnes.

3.3.3. Résultats de l'évaluation de l'état des mangroves de Toubakouta

Cette expérimentation de terrain nous a également permis d'obtenir l'intégralité des notes de chaque indicateur et donc l'estimation de l'état des mangroves du site de Toubakouta. Le Tableau 8 présente la moyenne des notes de tous les transects par indicateurs, mais également la moyenne des notes par attributs et enfin la note globale correspondant à la moyenne des notes de tous les indicateurs.

Tableau 8 : Notes de la méthode RAM-MANGROVES obtenue pour le site de Toubakouta au Sénégal. Les moyennes des notes par indicateur correspondent à la moyenne des 5 transects (1 transect par zone).

Attributs	Indicateurs	Moyenne des notes par indicateur	Moyenne des notes par attribut
Évaluation des palétuviers	Richesse spécifique	2,1	2,38
	Taux de recouvrement	2,6	
	Hauteur de la canopée	1,4	
	Dynamique de population	2,8	
	Mortalité	2,8	
	Vitalité	2,6	
Faune et Flore associée	Qualité du sol : Crabes	2,45	2,23
	Faune et flore associées	2	
Contexte paysager	Dynamique	2,4	2,40
Évaluation du sol	Texture du substrat	2,9	2,94
	Sédimentation	2,8	
	Salinité	3	
	pH	3	
Relation société mangroves	Variétés des usages	3	2,33
	Protection de l'espace	2	
	Pollution aux macrodéchets	2	
NOTE GLOBALE		2,5	

La note globale du site de Toubakouta au delta du Saloum est de 2,5/3 (Tableau 8).

En ce qui concerne l'indicateur « diversité des usages », les résultats ont été obtenus à l'aide d'une enquête auprès des membres de la communauté de Toubakouta, les résultats de l'enquête sont disponibles en annexe, tableau 5.

Parmi les quatre observateurs, les différences de notations étaient mineures, ce qui suggère que le biais d'observateur est faible, du moins pour ce test. L'évaluation du biais d'observateur moyen devra être calculée après de plus nombreuses acquisitions.

Il s'agit d'une note qui indique un très bon état du socio-écosystème, très peu altéré et qui peut assurer la majorité de ses fonctions écologique et/ou socioéconomique. Ce constat est en accord avec les conclusions récentes sur l'état du delta du Saloum dans la littérature (Andrieu et al., 2020 ; Liu et al., 2021 ; Lombard et al., 2021).

3.4. Discussion

3.4.1. Faciliter la diffusion et l'implémentation de la méthode

Il est important que le retour d'information soit aussi simple et rapide que possible entre les développeurs de la RAM et les utilisateurs. À cette fin, plusieurs mécanismes peuvent être mis en place. Tout d'abord, des fiches d'évaluation standardisées produites par les développeurs pour les utilisateurs ont été proposées afin d'évaluer le niveau de difficulté de la méthode, son coût et sa précision. Les utilisateurs ont la possibilité de suggérer des corrections, des ajouts ou des modifications.

En outre, un guide de l'utilisateur contenant des instructions précises sur la manière d'utiliser la méthode et la proposition d'un protocole de terrain normalisé (SFP) adaptatif est en cours d'élaboration afin de limiter autant que possible les biais de l'observateur (discussions avancées avec

le MTE et le MOM dans le cadre du programme IFRECOR). Des cours de formation peuvent être dispensés par les développeurs de la RAM afin de former les utilisateurs sur le terrain. Enfin, la création d'une plateforme internet pour centraliser les données de la méthode est également en cours de construction afin de pouvoir inter calibrer la méthode, l'adapter à d'autres zones géographiques, produire des résumés à partir des données et développer une communauté d'échange pour les utilisateurs finaux (voir <https://ifrecor.fr/eviter-reduire-compenser/> pour plus de détails).

Il est très important de noter que l'amélioration de ce type de méthode n'est possible qu'à travers des retours d'expériences variés, complets et standardisés (suivant la méthode). C'est seulement à travers ce processus itératif que les méthodes s'améliorent et gagnent en robustesse.

3.4.2. Limites liées au travail de terrain dans les mangroves

Un des aspects les plus difficiles dans la mise en œuvre de la méthode est dû à la situation côtière unique (et souvent isolée) des mangroves et à la difficulté de renseigner les indicateurs de la RAM sur le terrain :

- (1) **Accessibilité** : Les mangroves se trouvent généralement dans des régions côtières aux écosystèmes complexes et dynamiques. Elles présentent souvent des environnements boueux et marécageux, ce qui rend difficile la traversée du terrain à pied ou avec des véhicules conventionnels.
- (2) **Influence de l'eau et des marées** : Les mangroves sont influencées par le cycle des marées, ce qui peut entraîner l'inondation de certaines zones. Les fluctuations du niveau de l'eau peuvent donc entraver l'accès à certains sites de manière temporaire.

(3) **Végétation dense** : Les mangroves sont caractérisées par une végétation dense, comprenant des racines échasses, des pneumatophores et des sous-bois enchevêtrés. Ces caractéristiques peuvent rendre difficile la pénétration dans la forêt et l'accès à des sites d'étude spécifiques.

(4) **Lieux éloignés** : De nombreuses mangroves sont situées dans des régions éloignées ou isolées, souvent loin des centres urbains ou des installations de recherche. Des infrastructures limitées, des moyens de transport inadéquats et de longues distances à parcourir peuvent poser des problèmes logistiques et augmenter le coût et le temps nécessaire au travail sur le terrain.

Notons que ces difficultés pour renseigner les indicateurs ne sont pas liées à la RAM en elle-même, mais au milieu étudié : la mangrove. Pour surmonter ces difficultés, les chercheurs ont souvent recours à des techniques spécialisées telles que la télédétection (couplées aux SIG), afin de recueillir des informations lorsque l'accès direct au terrain est limité (Maurya et al., 2021). En outre, la collaboration avec les parties prenantes locales, y compris les agences gouvernementales, les institutions de recherche ou les organisations communautaires qui connaissent bien la région, peut aider à surmonter les obstacles logistiques et à accéder aux écosystèmes de mangrove pour les études scientifiques (Bassene et al., 2013).

3.4.3. Limites dues à l'utilisation des RAM

Dans un premier temps, il est primordial de rappeler qu'**une RAM ne prétend pas se substituer à une évaluation écologique précise et exhaustive du milieu, prenant en compte les dynamiques temporelles de la zone** (OFB, 2023). Les RAM sont des **méthodes d'estimation de l'état du milieu** répondant à des utilisations bien précises et dont la méthodologie obéit à **des contraintes sociales spécifiques**.

Elles répondent à un système imparfait qui n'accorde en général ni le temps ni les moyens nécessaires à une évaluation exhaustive du milieu, que cela soit pour les projets de restauration ou les projets d'aménagement (Godet et al., 2023). Face à des diagnostics initiaux qui sont généralement non effectués ou effectués sans cadre scientifique (chaque organisation crée sa propre méthode), cette approche par les RAM à la volonté d'offrir une amélioration de ce processus.

Cette section critique vise à détailler les limites de l'utilisation des RAM et leurs potentielles sources d'erreurs dans l'estimation de l'état d'un milieu, afin de les utiliser dans un cadre adapté précis.

Tout d'abord, la RAM repose sur des méthodes de notation dites « à dire d'expert » et semi-quantitatives, nécessairement subjectives, qui introduisent un biais potentiel et une variabilité dans le processus d'évaluation en fonction de la personne (Levrel et al., 2012). Il serait illusoire de faire croire que l'on peut reproduire, grâce au RAM, à l'identique une forêt de palétuviers détruite, sans perte écologique, comme l'on peut remplacer un objet cassé. Deuxièmement, la RAM fournit une estimation instantanée de l'état des mangroves, pour les aspects écologiques et sociaux, à un moment précis (Griffiths et al., 2019). Elle ne permet pas de saisir pleinement la variabilité temporelle et la dynamique écologique à long terme des écosystèmes de mangrove, en particulier dans un contexte de changement climatique rapide (Bas et al., 2016). Il est important de noter que la méthode n'est pas applicable dans le cas du diagnostic initial des projets d'afforestation (création écologique). En effet, ces projets consistent à créer un milieu artificiel à partir d'une zone nue n'ayant pas récemment ou jamais abrité de mangroves. Ils nécessitent des outils spécifiques de création de milieux qui sont donc différents des outils d'évaluation d'une zone de mangrove préexistante dégradée.

Enfin, l'utilisation des RAM nécessite également une normalisation des objectifs de la politique socio-écologique de la part du régulateur ou de l'agence nationale de l'environnement (si ce type d'agence

existe dans le pays considéré), afin d'éviter le frein de l'acceptabilité socio-organisationnelle souvent responsable de la sous-utilisation de nouveaux outils (Mechin, 2020).

Pour toutes ces raisons, nous déconseillons très fortement l'utilisation de cette RAM sans une mise en relation des résultats avec la bibliographie disponible sur le sujet, spécifiquement à l'échelle régionale ou pour réaliser des inventaires exhaustifs de biodiversité. Sans être un expert du milieu, l'utilisateur de la RAM doit s'engager à recueillir le maximum d'informations complémentaires aux notes sur le site d'intérêt. La RAM est ainsi une base méthodologique facile et accessible permettant de cibler certains aspects de l'écosystème nécessitant une attention particulière, mais également d'encourager les gestionnaires, à travers un protocole « user-friendly », de réellement se rendre sur le site d'intérêt, de pénétrer dans les forêts de mangroves et de prendre en compte les différents aspects du SES. **Ces différents aspects sont importants et si le développement d'un outil, même imparfait, permet d'obtenir cela auprès des gestionnaires, il sera alors d'une grande utilité à notre avis. Mais, rappelons-le, la RAM n'a aucunement la prétention de servir d'outil d'inventaire ou de suivi écologique exhaustif d'un milieu. Ainsi, nous déconseillons formellement l'utilisation de cette RAM en dehors de son cadre d'application stricte, rappelée ici.**

Une mauvaise prise en compte des limites des RAM ou une mauvaise utilisation de celle-ci aboutirait à des prises de décisions biaisées qui peuvent avoir de lourdes conséquences sur le SES (Godet et al., 2023).

3.4.4. Validation de la méthode

Comme spécifié par Sutula et al. (2006) pour développer une RAM, la phase de validation passant par une intercalibration avec une autre méthode plus précise et plus exhaustive est d'une grande importance, bien que malheureusement presque jamais effectuée dans le développement des RAM.

Dans un premier temps, lorsqu'il s'agit d'une des premières méthodes développées sur la thématique

correspondante, il peut s'avérer difficile de calibrer la méthode RAM avec une autre méthode préexistante. Lorsque d'autres méthodes existent, il est essentiel de veiller à tester la même zone, sur un pas de temps court, afin de minimiser les biais spatiaux et temporels (Sutula et al., 2006).

Il est à noter que, bien que quelques méthodes d'évaluation de l'état des mangroves existent dans la littérature, la production scientifique sur ce sujet reste très limitée (Manna & Raychaudhuri, 2020), d'autant plus pour la zone étudiée. De plus, seules quelques méthodes sont actuellement disponibles pour intégrer les facteurs physico-chimiques et biologiques dans l'évaluation de l'état écologique sur la base d'une approche écosystémique (Mahoney & Bishop, 2017). Les méthodes existantes se concentrent principalement sur un nombre restreint d'indicateurs, telles que l'abondance ou la diversité du macrozoobenthos (Chowdhury, 2015; Retnaningdyah, Febriansyah, & Hakim, 2022), la végétation étudiée depuis l'imagerie satellitaire (Manna & Raychaudhuri, 2020) ou encore la qualité des eaux (Sowrav et al., 2023), ne rendant pas compte de la complexité et de la diversité des aspects d'un socio-écosystème comme les mangroves, en particulier pour les aspects socio-économiques. Borja et al. (2009) ont suggéré qu'une approche intégrée basée sur les écosystèmes devrait reconnaître non seulement l'importance des interactions biologiques, mais aussi le rôle des facteurs abiotiques (paramètres environnementaux) et des perspectives sociales et économiques.

Lors de notre synthèse bibliographique, une seule méthode multicritère intégrant les aspects socioéconomiques a été identifiée : le « Mangrove Quality Index (MQI) » (Faridah-Hanum et al., 2019). Cette méthode, récente, a examiné 43 indicateurs, dans les forêts de mangrove de Matang, en Malaisie. Les indicateurs sont répartis en cinq catégories : l'indice d'intégrité biotique des mangroves, l'indice de qualité du sol des mangroves, l'indice d'interaction entre les écosystèmes marins et les mangroves, l'indice hydrologique des mangroves et l'indice socio-économique des mangroves. La sélection de ces indicateurs a été effectuée à partir d'une revue de littérature, tout comme notre

méthode, et ils ont été testés dans des zones de mangrove présumées en bon état, modérément perturbées et fortement perturbées. L'étude ne discute pas spécifiquement du cadre d'application de la méthode ni du type d'utilisateurs visés pour son utilisation. L'organisme ayant financé cette méthode est l'Université Putra Malaysia.

Les forêts de mangroves de Matang constituent l'un des modèles d'étude les plus populaires en écologie forestière. En effet, cette zone, comporte à la fois une des plus anciennes réserves naturelles pour les mangroves, illustrant un exemple de gestion durable, mais également des zones où les mangroves sont soumises à des coupes à blanc régulières (principalement pour la production de charbon) (Faridah-Hanum et al., 2019). Cette forêt est un cas d'étude fréquemment utilisé pour analyser l'impact de ces interventions et pressions sur les mangroves (e.g. Hilaluddin et al., 2020; Khan et al., 2020). C'est d'ailleurs sur cette base que le niveau de perturbation a été calibré. En effet, il est attendu qu'une forêt récemment coupée présente des signes de dégradation. Cependant, cette observation ne permet pas de renseigner sur des aspects plus subtils tels que les crypto dégradations non directement liées aux coupes, comme la pollution ou les maladies. Cette approche tend à envisager l'état des mangroves de manière très binaire, c'est-à-dire, se basant uniquement sur la présence ou l'absence de palétuviers.

Une analyse en composantes principales (PCA) a ensuite été réalisée pour retenir les indicateurs contribuant le plus significativement à l'état des mangroves. Finalement, 10 indicateurs ont été conservés : la biomasse aérienne, l'abondance des crabes, le carbone du sol, l'azote du sol, le nombre d'espèces de phytoplancton, le nombre d'espèces de diatomées, l'oxygène dissous, la turbidité, le niveau d'éducation des communautés locales et le temps consacré à la pêche par les communautés locales. Le Tableau 9 compare les indicateurs du MQI avec nos indicateurs, afin de mettre en lumière les principaux points communs et les différences entre ces deux méthodes.

Tableau 9 : Tableau comparatif des indicateurs des méthodes MQI et RAM-MANGROVES.

Indicateur similaire	Indicateurs proches	Indicateurs exclusifs de la méthode MQI	Indicateurs exclusifs de la méthode RAM-MANGROVES
Abondance des crabes	Biomasse aérienne/Hauteur de la canopée Temps consacrés à la pêche par les communautés/Diversité des usages	Carbone su sol Azote du sol Oxygène dissous Nombre d'espèces de phytoplanctons Nombre d'espèces de diatomées Turbidité Niveau d'éducation des communautés locales	Salinité de l'eau interstitielle pH de l'eau interstitielle Texture du substrat Sédimentation Faune et flore associées Taux de recouvrement Taux de mortalité Vitalité Richesse spécifique Dynamique de population Niveau de protection de la zone Dynamique Pollution aux macrodéchets

Un seul indicateur est commun entre les deux méthodes, l'abondance des crabes. La biomasse aérienne, estimée à l'aide de la hauteur de la canopée dans la méthode RAM-MANGROVES, sont des indicateurs proches. De la même façon, le temps consacré à la pêche par les communautés est une estimation de la quantité de produits de la pêche dans la zone et des services écosystémiques de la mangrove, ce qui se rapproche de notre indicateur de diversité des usages. Tous les autres indicateurs sont spécifiques à une méthode ou à l'autre. On note que pour la méthode MQI, un seul indicateur est directement lié aux palétuviers, la biomasse aérienne, alors que la méthode RAM-MANGROVES y

consacre cinq indicateurs. On note également qu'aucun indicateur de la méthode MQI n'évalue directement les pressions anthropiques sur les mangroves.

Cette méthode n'a pas été utilisée pour une intercalibration avec la nôtre, pour plusieurs raisons. Premièrement, cette méthode n'est pas conçue pour la compensation écologique ou l'évaluation des pertes/gains écologiques, mais pour évaluer la fonctionnalité structurelle et l'habitat de la mangrove. Deuxièmement, le MQI a été spécifiquement développé pour la région géographique de Matang en Malaisie. De plus, la méthode, telle que présentée dans la littérature, ne précise pas de protocole de collecte de données standardisé ni d'estimation des coûts humains et financiers de sa mise en œuvre. Enfin, cette méthode n'a pas non plus été intercalibrée avec une méthode préexistante.

En conclusion, il est important de rappeler que cette partie de la recherche doctorale se focalise principalement sur l'élaboration des fondements d'une méthode, sans prétendre offrir une version finale de celle-ci. En effet, la mise au point d'une méthode d'évaluation de l'état d'un écosystème comme la mangrove requiert des ressources financières considérables et un laps de temps bien supérieur à celui généralement imparti pour la réalisation d'une thèse, or ce volet ne constitue qu'un tiers des objectifs de notre travail de recherche. Il est aussi important de comprendre que le développement de cette méthode n'est pas limité à la durée de la thèse. En effet, le projet de recherche va se poursuivre dans le cadre du prochain programme quinquennal de l'IFRECOR débutant en 2024. Un travail postdoctoral d'un an est déjà prévu, ainsi qu'une veille scientifique continue, afin d'enrichir la méthode grâce aux retours d'expériences et aux avancées de la recherche, permettant ainsi des améliorations et des ajustements nécessaires (partenariat avec l'IUCN et l'université de Mayotte, développé dans la partie finale du manuscrit).

En l'absence d'une validation par intercalibration avec une autre méthode, nous proposons de réaliser dans le cadre de ces travaux une analyse critique et détaillée de chaque indicateur choisi afin de justifier leur adéquation en tant qu'indicateurs de l'état des mangroves.

3.4.5. Analyse critique des indicateurs sélectionnés

Dans un premier temps, il est essentiel de préciser que chacun des indicateurs sélectionnés n'est pas destiné à être utilisé de manière isolée. En effet, si un seul indicateur pouvait servir de proxy direct et suffisant pour refléter l'état de l'écosystème, l'élaboration d'une méthode intégrée multicritère ne serait pas nécessaire. La méthode adoptée se base par conséquent sur l'hypothèse qu'un indicateur unique est insuffisant et qu'une approche intégrée est nécessaire telle que suggérée par Borja et al. (2009) ; Faridah-Hanum et al. (2019); Mahoney & Bishop (2017) et Yando et al. (2021). Les SES de mangroves se caractérisent par une complexité significative, et une réponse simpliste à cette complexité serait inappropriée. Évaluer l'état des mangroves en se basant uniquement sur un seul aspect de l'écosystème serait réducteur. L'estimation globale de l'état de l'écosystème est obtenue par la combinaison de multiples indicateurs qui évaluent divers aspects du SES, y compris les aspects socioéconomiques. La moyenne de ces indicateurs contribue à atténuer les imprécisions propres à chacun d'eux, permettant ainsi d'obtenir une appréciation plus précise et complète de la condition générale de la zone (Borja et al., 2009; Yando et al., 2021).

De plus, il est impératif que la méthode soit contextualisée à la région d'étude pour être efficace. Dans certains cas, certains indicateurs ou certains seuils des classes des indicateurs peuvent s'avérer inadéquats. Cette méthode présente une flexibilité notable grâce au large éventail d'indicateurs disponibles, permettant à l'utilisateur d'omettre ou de modifier certains d'entre eux si la situation le justifie. À titre d'exemple, dans une zone où l'indicateur global suggère un bon état de l'écosystème et où la majorité des indicateurs corroborent cette conclusion, à l'exception d'un ou deux, il convient

alors de s'interroger sur la pertinence de ces indicateurs ou des seuils de cet indicateur dans le contexte donné. Il est possible qu'ils signalent un phénomène indépendant de l'état global de l'écosystème.

Nous proposons de réaliser une analyse critique de chaque indicateur de la méthode, afin de bien délimiter leurs usages et intérêts.

3.4.5.1. Contexte paysager

❖ **Dynamique**

Cet indicateur est un indicateur de pressions anthropiques sur les écosystèmes de mangroves. Il est tout particulièrement adapté à des zones où la mangrove est proche d'infrastructures humaines voire où celle-ci a été fragmentée par un aménagement humain. C'est le cas pour notre zone d'étude, où de nombreuses infrastructures touristiques empiètent sur les écosystèmes de mangroves. Autour de Toubacouta, il existe de nombreux complexes hôteliers qui misent sur les activités en lien avec les mangroves pour leur clientèle. La plupart de ces hôtels possèdent des pontons, et des espaces de détente au milieu des mangroves, ce qui implique nécessairement initialement la coupe d'une partie des mangroves. Dans un second temps, ces infrastructures séparent régulièrement une zone de mangrove en deux à l'aide de murs ou de grillages, ce qui altère la continuité de l'habitat et empêche la progression naturelle de la mangrove (Newton et al., 2020). Il est important de souligner que les mangroves sont naturellement fragmentées localement par les chenaux de marée, créant des motifs complexes. En raison de ce caractère fractal lié à l'hydrologie intertidale, nous avons choisi de ne pas inclure de métrique écologique du paysage à l'échelle kilométrique ou supérieure. Cependant, lors de l'application de la RAM principalement pour évaluer l'état initial avant restauration ou pour réaliser une étude d'impact, il est crucial de prendre en compte les fragmentations anthropiques locales. À cette échelle, et pour éviter le traitement cartographique complexe des données, nous avons opté pour l'attribution de notes basées sur des observations de terrain.

3.4.5.2. Évaluation des palétuviers

❖ Richesse spécifique

Dans un premier temps, il est important de noter que, pour les mangroves, une faible richesse spécifique n'implique pas nécessairement une dégradation de l'écosystème, car certaines zones sont naturellement monospécifiques. C'est précisément pour cela que notre indicateur de richesse spécifique est calibré en fonction de la richesse spécifique régionale, afin de contextualiser cette donnée dans le cadre de la dynamique régionale. Dans certaines situations, notamment dans les zones où les mangroves sont naturellement monospécifiques et où les espèces de palétuviers complémentaires à l'espèce majoritaire sont rarement observées, les seuils de cet indicateur peuvent néanmoins être ajustés. En revanche, cet indicateur est pertinent, car, dans les mangroves plurispécifiques, cette diversité est importante. En effet, certains palétuviers sont listés en liste rouge UICN, et certaines espèces sont recherchées pour leur bois dans des secteurs de forte pression. Ainsi, l'approche en richesse spécifique se justifie.

De plus, il est important de noter que les applications potentielles de cette méthode impliquent une comparaison entre deux périodes : $t-1$, avant une dégradation ou une restauration, et $t+1$, après celles-ci. Dans ce contexte, une diminution de la richesse spécifique est principalement due à un phénomène de dégradation de l'écosystème (Vásquez-Grandón et al., 2018). Par exemple, à Mayotte, la disparition de l'espèce *Sonneratia alba* dans la succession spécifique le long de l'estran est principalement associée à des modifications des dynamiques sédimentaires provoquant un phénomène d'érosion côtière (Jeanson et al., 2018; Lebigre, 1996). La perte du front pionnier à *S. alba* expose davantage les zones internes de la mangrove, entraînant potentiellement une destruction progressive de l'intégralité des palétuviers (Jeanson et al., 2018). De plus, le Héron crabier blanc, une espèce endémique et en danger de l'océan Indien, niche quasi exclusivement sur les palétuviers de l'espèce *S. alba* (UICN, 2017),

cette perte de richesse spécifique implique donc, dans ce cas, une forte dégradation de l'écosystème. De la même façon, une augmentation de la richesse spécifique après des travaux de restauration est un indicateur de régénération naturelle des mangroves tel que décrit par l'étude de Walton et al. (2006).

❖ Hauteur de la canopée

La hauteur moyenne des palétuviers est un paramètre important permettant de décrire la structure de la canopée. Notre hypothèse est que la taille des arbres est un bon indicateur de la biomasse au-dessus du sol, elle-même liée à l'état de santé des mangroves, tout en étant le plus simple à échantillonner comparé à d'autres indicateurs généralement utilisés pour quantifier la biomasse au-dessus du sol des palétuviers.

En effet, les palétuviers les plus grands et les plus volumineux se trouvent dans l'optimum écologique des palétuviers, lequel est caractérisé, entre autres, par un sol vaseux, de longues inondations tidales et peu de vagues. Tandis que les terres moins propices au développement des palétuviers abritent en général des arbres nains, avec moins de biomasse (Manna & Raychaudhuri, 2020). Il existe donc un lien entre biomasse au-dessus du sol et état des mangroves (Davaasuren & Meesters, 2012; Faridah-Hanum et al., 2019; Ishtiaque et al., 2016).

Certaines études utilisent le DBH ou le coefficient d'élancement comme estimateur de la biomasse au-dessus du sol (Bulmer et al., 2016; Vovides et al., 2014; Zanzo et al., 2023). Une étude a fait le lien entre le coefficient d'élancement des *Avicennia germinans*, c'est-à-dire le rapport entre la hauteur totale de l'individu et le diamètre du tronc à 1.37m au-dessus du sol et l'état des mangroves (Vovides et al. 2014). L'acquisition des coefficients d'élancement implique la mesure pour chaque espèce des diamètres des troncs à 1m37 du sol. Cette mesure est difficilement réalisable pour notre cas d'étude.

En effet, dans le delta du Saloum, pour les espèces du genre *Rhizophora sp.*, c'est-à-dire les espèces

majoritaires, il est très difficile de distinguer les différents individus à l'œil nu, en effet les racines échasses des palétuviers sont très nombreuses et d'une taille souvent similaire au tronc principal, si bien qu'il faut un œil expert pour distinguer le tronc principal. Pour cette même raison, il est très difficile de compter le nombre d'individus. L'étude a été réalisée pour *Avicennia germinans*, ce qui explique qu'ils ont pu obtenir ces données, *A. germinans* possède un système racinaire composé de pneumatophores disséminés autour du tronc principal qui est très bien identifiable. De plus, d'après nos observations de terrain, les troncs d'*A. germinans* sont beaucoup plus larges que ceux des *Rhizophora sp.* pour une taille d'arbre similaire. Le coefficient d'élancement nous semble donc un indicateur peu adapté aux espèces de la zone d'étude et de toutes les mangroves dominées par le genre *Rhizophora*.

Enfin, une étude ayant analysé différentes relations allométriques permettant d'estimer la biomasse des palétuviers a conclu que les mesures sur le terrain de la hauteur de la canopée, qui peuvent généralement être prises plus rapidement que la circonférence, peuvent améliorer l'efficacité des mesures sur le terrain, tout en ayant un impact limité sur la précision des estimations de la biomasse (Bulmer et al., 2016).

Pour finir, une autre étude récente a utilisé la taille des arbres comme un des indicateurs de l'état des mangroves à l'instar de notre méthode (Suyadi & Manullang, 2020) afin de quantifier l'effet des plastiques sur l'état de santé des mangroves.

❖ Mortalité des palétuviers

Tout d'abord, il est important de différencier la mortalité « naturelle » des palétuviers et les phénomènes de mortalité « massive ». La mortalité « naturelle » est un phénomène traduisant les interactions normales entre les individus et leur environnement, ce phénomène se déroule même dans les forêts de mangroves pérennes en bon état (Jimenez et al., 1985). La mortalité massive traduit un

écosystème perturbé par des facteurs naturels ou anthropiques, pouvant mener à une destruction partielle, voire totale, de l'écosystème (Jimenez et al., 1985).

L'étude de Jimenez et al. (1985) établit une relation de corrélation entre la maturité des palétuviers et le taux de mortalité instantanée « naturel » analysé sur une surface de 0,1 Ha. Les jeunes individus (DBH inférieur à 5 cm) possèdent une mortalité instantanée élevée (jusqu'à 25 %) principalement liée à des phénomènes de compétitions pour l'espace. Plus les individus sont matures, plus la mortalité instantanée diminue pour atteindre environ 5 % pour des individus dont le DBH est environ égal à 25 cm. Il est important de noter que cette étude ne se concentre pas sur une espèce en particulier ni sur une zone géographique spécifique. Une autre étude a analysé la mortalité des palétuviers *Rhizophora apiculata* dans les mangroves de Matang en Malaisie (Putz & Chan, 1986). Dans cette étude, les individus sont considérés comme matures pour un DBH de 10 cm ou plus. Pour ces individus le taux de mortalité naturel observé est en moyenne de 3,0 % par an avec une amplitude comprise entre 1,3 à 5,4 % par an. Bien que l'analyse soit basée sur une espèce non présente dans le delta du Saloum et sur une zone biogéographique différente, cette étude confirme les tendances de l'étude de Jimenez et al. (1985) : la mortalité « naturelle » des palétuviers matures est très faible ($\leq 5\%$). Dans le cadre de ce travail, nous définirons donc la mortalité comme la présence d'arbre mature mort sur pied. Le DBH est un proxy de la maturité de l'arbre régulièrement utilisé pour les palétuviers. Toutefois, il a été précédemment établi que ce paramètre est particulièrement complexe à échantillonner sur notre site d'étude. Ainsi, nous définirons qu'un arbre mature correspond à un spécimen atteignant au moins un mètre de hauteur et/ou un arbre possédant des fleurs/fruits/propagules. Nous admettrons qu'un taux de mortalité instantané de 5% ou inférieur est indicatif d'un processus de mortalité naturelle. Par conséquent, une mortalité supérieure chez les arbres matures devrait être interprétée comme un signe de perturbation de l'écosystème si les autres indicateurs corroborent cette tendance.

❖ **Dynamique de population**

La présence et l'abondance des jeunes pousses de palétuviers sont un paramètre important relié au taux de recrutement des jeunes plants de palétuvier, qui est un indicateur de la capacité de régénération et donc de la santé de l'écosystème de mangroves (Fairweather, 1999). Le recrutement est directement lié à l'état des écosystèmes dans la mesure où il indique la capacité de l'écosystème à se maintenir et à se régénérer (Vásquez-Grandón et al., 2018).

Le taux de recrutement est, de plus, un indicateur primordial pour visualiser les effets positifs des mesures de restauration des mangroves ou la régénération naturelle des mangroves après une perturbation (Numbere, 2021; Xiong et al., 2021)

Cependant, comme suggéré par Fairweather (1999) et à l'instar de notre méthode, le recrutement est considéré comme une composante d'une évaluation globale des processus écologiques qui ensemble fournissent une image plus complète de la santé de l'écosystème. Par exemple, les forêts de mangroves matures et bien implantées peuvent naturellement présenter des taux de recrutement inférieurs à ceux observés dans les mangroves en cours de régénération naturelle (cf chapitre 3).

Enfin, afin de minimiser les biais liés à la saisonnalité et à la mortalité élevée des très jeunes individus (Jimenez et al., 1985), seules les propagules mesurant plus de 30 cm seront considérées pour l'évaluation du taux de recrutement, tel que suggéré par Xiong et al. (2021).

❖ **Taux de recouvrement**

L'évaluation du taux de recouvrement est un indicateur fréquemment utilisé pour évaluer l'état des mangroves (Hai et al., 2022; Yando et al., 2021; Younes et al., 2019). L'analyse du taux de recouvrement, en particulier pour les comparaisons dans le temps, est cruciale pour appréhender la dynamique des mangroves et détecter d'éventuelles dégradations (Vásquez-Grandón et al., 2018). Par

ailleurs, nos observations sur le terrain, confirmées par les experts locaux dans le delta du Saloum, révèlent que les mangroves situées dans les zones basses de l'estran affichent naturellement des taux de couverture très élevés, dépassant les 90 %. À l'inverse, celles localisées en périphérie des tannes se caractérisent par une structure naturellement plus ouverte, avec des taux de couverture inférieurs. Pour définir nos seuils pour cet indicateur, nous avons pris en compte le fait qu'au Saloum, le taux de couverture des palétuviers s'étend, en moyenne, jusqu'à 80 % du chenal au dernier palétuvier. Ainsi, la note maximale est attribuée à des taux de couverture de 75 % et plus, reflétant cette variabilité. De même, un taux de couverture particulièrement bas, correspondant à notre note minimale pour cet indicateur (entre 0 % et 25 %), peut signaler un écosystème dégradé.

Cependant, cet indicateur s'avère peu pertinent pour une zone d'étude exclusivement située dans une zone de tannes.

Enfin, il est important de noter que cet indicateur à l'avantage de pouvoir facilement être acquis à distance à l'aide de méthode de télédétection. L'utilisation des méthodes de télédétection pour cet indicateur permet l'évaluation de la surface totale de la zone étudiée et donc de se soustraire du biais d'échantillonnage.

❖ **Vitalité des palétuviers**

Les maladies et parasites ont été fréquemment identifiés comme causes des mortalités massives de palétuviers (Pegg et al., 1981; Teas & McEwan, 1983). Toutefois, le lien direct établi par ces auteurs entre la présence de parasites et/ou de maladies et la mortalité massive des palétuviers a été nuancé par Jimenez et al. (1985), qui avancent que les mangroves étaient préalablement stressées par d'autres facteurs et que les maladies et/ou parasites opportunistes n'ont fait qu'accélérer le processus de mortalité sans en être la cause principale. Cette thèse est également soutenue par Osorio et al. (2016), dont l'étude, bien qu'elle reconnaisse l'existence de maladies et de parasites affectant les mangroves,

souligne que la présence de ces pathogènes est davantage un indicateur d'une perturbation de l'écosystème plutôt qu'une cause directe du déclin des mangroves.

En conclusion, les stress naturels et anthropiques exercés sur les palétuviers peuvent conduire à la colonisation par une gamme de parasites et de maladies dites opportunistes, accélérant ainsi la mortalité des palétuviers (Osorio et al., 2016). La présence de maladies et/ou de parasites constitue donc un bioindicateur des pressions exercées sur les écosystèmes de mangroves.

Enfin, conformément à notre méthode, une étude a utilisé la présence de taches foliaires ou de trous sur les feuilles pour estimer la présence de parasites et/ou de maladies, dans le but d'évaluer l'état de santé des mangroves après des travaux de restauration (Nguyen et al., 2021).

3.4.5.3. Évaluation du sol

❖ pH et salinité de l'eau interstitielle

Le pH et la salinité de l'eau interstitielle sont des paramètres très couramment utilisés comme indicateur de l'adéquation des paramètres physico-chimiques du sol avec le développement et la pérennisation des palétuviers. À titre d'exemple, une étude a démontré que le pH et la salinité étaient des facteurs essentiels pour la survie et la croissance des propagules de palétuvier du genre *Rhizophora* (Kathiresan & Thangam, 1990). Les résultats montrent qu'il existe des gammes de pH et de salinité pour une croissance optimale et que, dépasser certains seuils de pH et de salinité provoquait des défauts de croissance et une mortalité des individus (Kathiresan & Thangam, 1990). Le pH et la salinité sont, de plus, des facteurs influencés par les pressions anthropiques. Les rejets d'intrants dus à l'agriculture ou à l'aquaculture provoquent des modifications du pH et de la salinité (Sun et al., 2020). Les modifications de la dynamique hydrologique, comme c'est le cas dans la construction de barrage,

de digues, d'ouverture ou de fermeture artificielle d'estuaire, de modifications du trajet des cours d'eau, etc. peuvent modifier la salinité des eaux interstitielles des zones de mangroves et, par conséquent, provoquer, à terme, une mortalité importante des palétuviers et d'autres espèces de l'écosystème (Banerjee et al., 2012). Les conditions optimales de pH et de salinité varient en fonction de l'espèce et de la zone géographique. C'est pour cela que nos seuils ont été calibrés en fonction des espèces présentes dans la zone d'intérêt en se basant sur des études régionales (Devaney et al., 2021; Diop et al., 1997; Faye et al., 2007).

❖ **Texture du substrat**

Les substrats vaseux de faible granulométrie sont caractérisés par une forte teneur en matière organique et une faible perméabilité (Lugo & Snedaker, 1974). Ce type de sol soutient les conditions anoxiques qui sont favorables aux palétuviers. En revanche, une modification de la texture du substrat, par exemple due à l'accumulation de sédiments sableux plus grossiers ou à l'érosion, peut affecter la capacité des sédiments à retenir l'eau et les nutriments, menant potentiellement à un déclin de leur santé (Gutiérrez et al., 2016).

❖ **Sédimentation**

Bien que la mangrove puisse protéger les côtes des processus d'érosion, cette protection est relative et de nombreuses mangroves sont menacées par les phénomènes d'érosion côtière, qui sont présents au niveau de l'Afrique de l'Ouest (Alves et al., 2020). L'érosion détruit les mangroves principalement par le retrait de la ligne de rivage en raison de l'élévation du niveau de la mer et des variations du régime des sédiments. Cette érosion peut provenir d'une combinaison de facteurs naturels, tels que l'élévation du niveau de la mer et les tempêtes, et d'activités humaines, telle que la construction de structures côtières et l'extraction de sable, qui modifient le flux des sédiments et la dynamique des

courants le long de la côte, réduisant ainsi l'apport de sédiments nécessaires au maintien des habitats de mangroves (Thakur et al., 2021).

3.4.5.4. Biodiversité associée

❖ Abondance des crabes

Les crabes figurent parmi la macrofaune la plus abondante et la plus visible dans les systèmes de mangroves (Hogarth, 1999; Kathiresan & Thangam, 1990). Ils jouent également des rôles écologiques importants, puisque leurs activités de bioturbation et d'alimentation améliorent de manière substantielle les propriétés abiotiques et biotiques du sédiment, la colonisation des arbres, la productivité primaire et secondaire, le recyclage des nutriments et le flux d'énergie (Kathiresan & Thangam, 1990; Smith III et al., 1991). Ils sont donc considérés comme de bons bioindicateurs de la qualité de l'environnement, reflétant les conditions intégrées dans le benthos au fil du temps et formant un lien important entre les producteurs primaires et les consommateurs secondaires (Amaral et al., 2009; Ashton et al., 2003; Pagliosa & Barbosa, 2006; Smith III et al., 1991). Une étude en Malaisie démontre que parmi 43 indicateurs de l'état des mangroves testés, l'abondance des crabes toutes espèces confondues est l'un des indicateurs les plus fiables pour quantifier l'état des mangroves (Faridah-Hanum et al., 2019). Par ailleurs, une autre étude s'est concentrée sur la diversité des crabes comme bioindicateur de l'état des mangroves, révélant une corrélation positive entre la diversité des crabes et des gastéropodes (mesurée par l'indice de Shannon) et l'état de l'écosystème (Retnaningdyah et al., 2022). Enfin, une étude a établi un lien entre la présence et l'abondance des crabes violonistes du genre *Uca* sp. et le bon état des mangroves du Sundarbans en Inde (Chowdhury, 2015). Ces crabes sont sensibles à la pollution et aux perturbations écologiques, et sont considérés dans cette étude comme essentiels pour évaluer la santé des écosystèmes de mangroves. Le genre

Uca sp. est d'ailleurs le plus représenté et le plus communément observé dans les mangroves du delta du Saloum au Sénégal.

Cependant, bien que l'étude de la diversité des crabes soit très pertinente, elle nécessite des compétences naturalistes spécifiques et un temps d'analyse considérable, ce qui est incompatible avec les prérequis des RAM. Pour cela, on propose le proxy du nombre de trous de crabes. À l'instar de notre méthode, une étude utilise l'abondance des trous de crabes comme proxy pour évaluer l'abondance des crabes eux-mêmes (Thornton & Johnstone, 2015). En effet, l'observation de ces traces constitue un proxy plus fiable que le dénombrement direct des crabes, car ces derniers restent généralement dans leurs terriers pendant la marée basse, surtout en présence humaine. Cette même étude confirme la corrélation entre l'abondance des trous de crabes et le niveau de réhabilitation d'une zone de mangrove (Thornton & Johnstone, 2015).

En outre, au-delà d'être des proxies de l'abondance des crabes, les terriers de crabes sont également des bioindicateurs du bon état de l'écosystème. Une étude a révélé que la présence de terriers de crabes dans les mangroves est directement liée au phénomène de nitrification des sédiments, lequel est nécessaire à la croissance et à la pérennisation des mangroves (Cheng, Jiang, Ma, & Wang, 2020). (Chowdhury, 2015).

❖ **Présence d'espèces associées remarquables**

Une bonne condition écologique peut influencer l'abondance et la diversité des espèces du biote (Safe'i et al., 2021). La faune des forêts de mangrove se compose naturellement de faune terrestre (oiseaux, serpents, varans, singes, tigres) et de faune aquatique vivant dans la colonne d'eau (poissons, crevettes, crabes, crocodiles) et le substrat (bivalves, gastéropodes) ainsi que celle fixée sur les racines, troncs et feuilles (bivalves, crustacés, éponges, champignons).

Les écosystèmes de mangroves offrent en effet une variété d'habitats, tels que les zones aquatiques et terrestres intertidales, les sols boueux riches en matière organique, et les racines aériennes complexes des palétuviers (Nagelkerken, 2009). Cette diversité d'habitats crée des niches écologiques pour de nombreuses espèces, favorisant ainsi une grande biodiversité. Certaines mangroves servent également de zones de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons, de crustacés et de mollusques (Whitfield, 2017). Enfin, les mangroves sont des zones de reproduction et d'alimentation cruciales pour diverses espèces d'oiseaux, de poissons et d'invertébrés. La richesse en nutriments des sols de mangrove et la présence de débris végétaux décomposés soutiennent une chaîne alimentaire complexe, allant des micro-organismes aux espèces de plus grande taille (Nagelkerken, 2009).

Pour toutes ces raisons, nous suggérons que la biodiversité associée aux palétuviers est un bon indicateur de l'état de l'écosystème. Diverses études ont établi le lien entre la biodiversité associée aux palétuviers et l'état de santé des mangroves.

Par exemple, une étude utilise la diversité de l'avifaune et de l'épifaune mesurée par l'indice de Shannon pour évaluer l'état de santé des mangroves (Safe'i et al., 2021). Une autre étude considère la biodiversité de la faune associée aux palétuviers comme un indicateur de l'état de santé des mangroves. La diversité de la faune est de nouveau estimée à l'aide de l'indice de Shannon (Abubakar et al., 2021).

La mesure de l'indice de Shannon, exige la réalisation d'un inventaire exhaustif de toutes les espèces présentes dans une zone donnée ou d'un groupe d'espèces utilisées comme un échantillon pensé représentatif. Cette démarche, précise et minutieuse, implique d'identifier et de compter tous les individus de chaque espèce, une tâche qui peut s'avérer longue et complexe, surtout dans des environnements difficiles d'accès comme les mangroves. Cette exigence de collecte de données détaillées et complètes rend l'application de l'indice de Shannon souvent incompatible avec les

contraintes de temps et de ressources associées à une méthode d'évaluation rapide. Par conséquent, bien que l'indice de Shannon offre une mesure précise et riche d'informations sur la biodiversité, nous considérons que sa mise en œuvre est peu adaptée aux contextes nécessitant une rapidité d'action et une allocation efficace des ressources limitées.

Pour pallier cette problématique, nous optons pour la réalisation d'un inventaire ciblé sur certaines espèces remarquables de l'écosystème. Les espèces remarquables seront considérées ici comme les espèces clés de voûte, qui jouent des rôles cruciaux dans le maintien de la structure, de le fonctionnement et de la stabilité des écosystèmes (Lins et al., 2017). Les espèces clés de voûte ont un impact disproportionné sur leur environnement par rapport à leur abondance, régulant les populations d'autres espèces et maintenant la diversité biologique (Bond, 1994). Les espèces protégées sont celles qui bénéficient de mesures de conservation spécifiques en raison de leur vulnérabilité ou de leur importance écologique.

En ciblant ces espèces remarquables, l'inventaire devient plus facile à réaliser pour les gestionnaires et moins chronophage, tout en fournissant des informations essentielles sur l'état de conservation de l'écosystème et les dynamiques écologiques clés. Cette méthode permet de concentrer les efforts sur les espèces dont la présence, l'abondance ou l'absence peut servir d'indicateurs de la qualité de l'habitat et de la santé globale de l'écosystème. En outre, elle favorise l'identification des zones prioritaires pour la conservation et la gestion.

En somme, bien que cet inventaire ciblé ne capture pas toute la complexité de la biodiversité d'un écosystème, il offre une stratégie pragmatique et efficace pour évaluer rapidement les aspects critiques de la biodiversité associée aux mangroves.

3.4.5.5. Relation société-mangroves

❖ **Niveau de protection de la zone**

Cet indicateur établit un lien entre le niveau de protection de la zone et l'état des mangroves. Il apparaît que les mangroves bénéficiant d'un statut de protection, que ce soit sous forme d'aire marine protégée, de réserve naturelle, de réserve communautaire ou autre, présentent généralement un bon état (Friess et al., 2020; Jia et al., 2016; López-Angarita et al., 2016). Cela est principalement dû à une réduction des pressions anthropiques et à un suivi régulier de l'environnement. Une étude a par exemple démontré que les mangroves intégrées à un site protégé ont vu leur surface, leur dynamique et leur intégrité augmenter (Jia et al., 2016). Une autre étude a révélé que la présence d'aires protégées a significativement contribué à la réduction de la déforestation des mangroves, notamment grâce à la diminution de leur conversion en zones agricoles ou aquacoles (López-Angarita et al., 2018).

Cependant, certaines études ont mis en évidence que les aires protégées mal gérées ont peu ou pas d'impact positif sur les mangroves (De Almeida et al., 2016). Néanmoins, il nous a semblé pertinent de conserver cet indicateur. En le mettant en relation avec les autres indicateurs, il peut devenir un révélateur significatif du niveau de pressions anthropiques. De plus, il incite les gestionnaires à s'intéresser véritablement à la gouvernance environnementale des sites, ce qui est malheureusement rare. Pourtant, la connaissance du statut de protection de la zone est essentielle, que cela soit pour dimensionner des mesures de restauration et de suivi en partenariat avec la gouvernance locale du site ou dans le cas des projets d'aménagement des mangroves afin de réaliser pleinement la faisabilité du projet. Nous recommandons donc, idéalement, de vérifier le statut de protection de la zone et de se renseigner sur les mesures de protection/gestion/conservation mises en place afin d'estimer l'actuelle réalisation des mesures et la pertinence de celles-ci.

❖ Variété des usages

L'indicateur de la variété des usages se base sur deux grilles de lecture. D'une part, la diversité des usages de la mangrove témoigne de l'accessibilité des contributions de ces écosystèmes pour les sociétés humaines, ce qui suggère le bon fonctionnement du SES (Cormier-Salem, 2017; Reida & Wood, 2020). Par exemple, des activités de pêche variées indiquent la présence de ressources dans l'écosystème, reflétant ainsi son bon état (fonction de nurserie, d'alevinage, qualité de l'eau) (Faridah-Hanum et al., 2019). D'autre part, les usages de la mangrove par les communautés, en particulier les usages essentiels tels que les ressources de subsistance, confèrent à ces zones un intérêt majeur pour les sociétés humaines. La pluriactivité est source de résilience, donc la coexistence de plusieurs activités en mangrove est aussi un indicateur d'un SES résilient. Ainsi, toute dégradation de l'écosystème pourrait avoir de graves conséquences pour les sociétés humaines qui dépendent fortement de cet écosystème pour ses ressources, tandis que des actions de restauration pourraient significativement améliorer la vie et le bien-être des communautés locales à la condition que ces restaurations ne soient pas associées à des pertes d'accès aux ressources. Cela permet de prioriser les actions de restauration ou d'orienter les porteurs de projets vers l'évitement, la réduction ou une compensation accrue des impacts des projets d'aménagement (Pinault et al., 2017).

Dans le cadre de cet indicateur, nous partons du postulat qu'au delta du Saloum les usages traditionnels de la mangrove par les communautés locales ne sont pas des facteurs de régression importants de la mangrove (Andrieu, 2008). Néanmoins, nous proposons de citer, de manière non exhaustive, les principales catégories d'usages concernés par cet indicateur :

- Usage médicinal
- Usage de subsistance : pêche artisanale, récolte de coquillages, etc.
- Activité apicole

- Usage culturel et religieux
- Usage récréatif : baignade, promenade, observations de la faune et de la flore

❖ Pollution aux macrodéchets

Les déchets d'origine humaine, et particulièrement le plastique, nuisent à une grande variété d'organismes dans divers habitats marins tels que les zones côtières, les eaux de surfaces, la colonne d'eau et le fond marin (Bergmann et al., 2015). Les mangroves ne font pas exception, la présence de macrodéchets dans les mangroves, notamment de débris plastiques nuisent à la santé et au développement des palétuviers en entravant la croissance des jeunes pousses et en altérant les conditions physiques nécessaires à leur survie (Suyadi & Manullang, 2020). Cette même étude a établi une corrélation significative entre la densité moyenne des débris plastiques et la densité des palétuviers. Une autre étude a démontré qu'un sol complètement recouvert de déchets aboutissait à terme à l'enfouissement de couches de déchets dans le sédiment, ceux qui provoquaient l'asphyxie des individus puis leurs morts (Van Bijsterveldt et al., 2021).

Les déchets nuisent également à la faune associée aux écosystèmes de mangroves, comme l'avifaune (Wang et al., 2021), les poissons (Cruz, 2023), les crustacés (Pisani et al., 2022), mais également les êtres humains (Miranda & de Carvalho-Souza, 2016).

Enfin, indirectement, l'abondance des déchets reflète l'impact des activités humaines et de la gestion des déchets sur les zones côtières, signalant une pression anthropique accrue susceptible de contribuer à d'autres formes de dégradation environnementale.

4. CONCLUSIONS DU CHAPITRE 2

Dans ce chapitre, nous avons exploré la phase de conception des projets de restauration des mangroves, en mettant l'accent sur plusieurs étapes et aspects clés. Tout d'abord, nous avons examiné les définitions et concepts fondamentaux liés à la conception des projets, notamment la définition des objectifs du projet, le choix du site de restauration, l'identification des acteurs impliqués et le diagnostic de l'état initial de la zone ciblée pour la restauration. Cette analyse a permis d'identifier de nombreuses lacunes dans cette phase, dont un gap majeur : un outil d'évaluation de l'état des mangroves applicable simplement, assez robuste et rapide à déployer sur le terrain.

Ces outils d'évaluation des milieux naturels à restaurer sont désignés comme des « Rapid Assessment Methods » dans la littérature. Ils n'ont pas pour vocation de se substituer aux méthodes et outils d'inventaires écologiques plus exhaustifs, qui peuvent être utilisés, par exemple, pour les états de référence ou dans le cadre d'inventaires de biodiversité approfondis. Par la suite, une analyse bibliographique et des enquêtes auprès d'experts ont été menées pour produire les bases d'un outil dédié aux mangroves, sur la base d'une RAM développée pour les milieux marins côtiers, la méthode MERCI. Pour cela nous avons choisis 16 indicateurs socio-écologiques qui s'alignent sur les normes des RAM, associés à un système de score dont les seuils sont calibrés pour les mangroves du delta du Saloum au Sénégal. Ce système fournit une note globale qui vise à refléter l'état de l'écosystème dont la pleine validation reste à faire. Un protocole de terrain standardisé a également été développé pour commencer à encadrer la mise en œuvre de la méthode, par exemple en testant un échantillonnage. Le dispositif d'échantillonnage spatial élémentaire identifié est un transect linéaire terre-mer, qui a été validée par l'observation des variations des paramètres environnementaux le long de l'estran. Le protocole est adaptable en fonction de la taille de la zone d'étude. Pour les petites zones (trait de côte de moins de 100m), un seul transect linéaire suffit. En revanche, pour les zones vastes (trait de côte

supérieur à 100 m) cinq transects linéaires régulièrement disposés pour chaque tranche de 2 km de linéaire côtier sont nécessaires pour capturer 99,90 % de la variabilité de la zone.

Le score global obtenu pour la zone étudiée indique un écosystème en bon état capable de remplir la plupart des fonctions écologiques et socio-économiques. Ce résultat est cohérent avec les conclusions faites au Sénégal par plusieurs auteurs, montrant une tendance à la régénération naturelle des mangroves et à leur bon état général (Andrieu et al., 2020 ; Liu et al., 2021 ; Lombard et al., 2021). La méthode RAM-MANGROVES possède un potentiel de diffusion et d'implémentation, malgré des limites clairement exposées. Il est essentiel de mettre en œuvre la méthode à plusieurs reprises sur le terrain et d'impliquer divers utilisateurs. Ce processus itératif vise à corriger les éventuels biais et à améliorer la précision et la robustesse des résultats au fil du temps.

CHAPITRE 3 : MISE EN ŒUVRE DES MESURES DE RESTAURATION ÉCOLOGIQUE

Dans cette section, notre analyse se concentrera sur la phase de mise en œuvre des mesures de restauration, c'est-à-dire la phase durant laquelle toutes les actions prévues dans la phase de conception (voir Chapitre 2) seront mises en pratique.

Tout d'abord, une comparaison sera effectuée entre les différentes stratégies de restauration mises en place dans les projets analysés dans la base de données présentée précédemment (cf. chapitre 2). En outre, une synthèse des recommandations concernant ces stratégies de restauration sera réalisée en s'appuyant notamment sur plusieurs synthèses existantes dans la littérature scientifique. Par la suite, ces analyses et recommandations scientifiques seront confrontées à une analyse menée sur un cas d'étude provenant d'un projet de restauration réalisé par le FFEM aux Philippines, dont l'évaluation a été réalisée en 2021. Ce projet pilote teste plusieurs méthodes de restauration, afin d'évaluer leur efficacité socio-écologique et économique.

1. ÉTAT DE L'ART

Cette section vise à mieux révéler les facteurs contribuant au succès ou à l'échec de la mise en place des mesures de restauration. Pour ce faire, une analyse des projets de restauration issus de la base de données sera effectuée, suivie d'une confrontation des résultats avec les principales recommandations identifiées dans la littérature scientifique.

1.1. Les stratégies de restauration

Deux types de mesures de restauration majeures ont été identifiées : les projets de replantation, qui représentent 87 % de la bibliographie étudiée, et les projets de réhabilitation qui visent à accompagner la régénération naturelle des mangroves, et qui représentent 13 % des projets de restauration étudiés. L'implication des communautés locales dans la mise en œuvre de la restauration sera également évaluée ainsi que l'influence de la surface des zones restaurées sur la réussite des projets.

1.1.1. La replantation

Les projets de replantation représentent la quasi-totalité de la base de données, avec plus de 170 entrées. Deux moyens techniques déployés ont été identifiés : la mise en pépinière et le semis direct de propagules. Concernant l'efficacité de cette stratégie de restauration, seul le taux de survie des propagules est utilisé comme mesure du succès de la replantation, car c'est l'indicateur le plus souvent proposé dans les rapports et évaluations de projets. Sur les 170 projets de replantation, 50 % n'ont pas spécifié le taux de survie des propagules. Sur les 50 % restants, le taux de survie moyen était de 38 %. Si l'on examine les données plus en détail (Figure 41), on constate que plus d'un quart des projets ont des taux de survie des propagules compris entre 0 % et 10 %. En outre, moins de 15 % des projets ont des taux de survie des propagules supérieurs à 80 %. En résumé, les taux de survie des propagules sont généralement faibles, entraînant l'échec des projets de replantation, comme l'ont également souligné

plusieurs auteurs (Brown et al., 2014 ; Elster, 2000 ; Kentula, 2000 ; Lewis, 2005 ; Nguyen et al., 2017 ; Primavera & Esteban, 2008 ; Rey et al., 2012 ; Wingard & Lorenz, 2014).

À titre d'exemple, les conclusions de la synthèse bibliographique de Kodikara et al. (2017) sur le succès des projets de restauration, des mangroves au Sri Lanka révèlent un échec global des projets. Le taux de survie des individus plantés est inférieur à 10 % et sur 39% des sites de restauration, le taux de survie des individus est nul. De plus, il est pertinent de souligner que les suivis sont généralement réalisés peu de temps après la plantation, et on peut supposer que les taux seraient encore plus bas s'ils étaient évalués deux ou trois ans après les plantations.

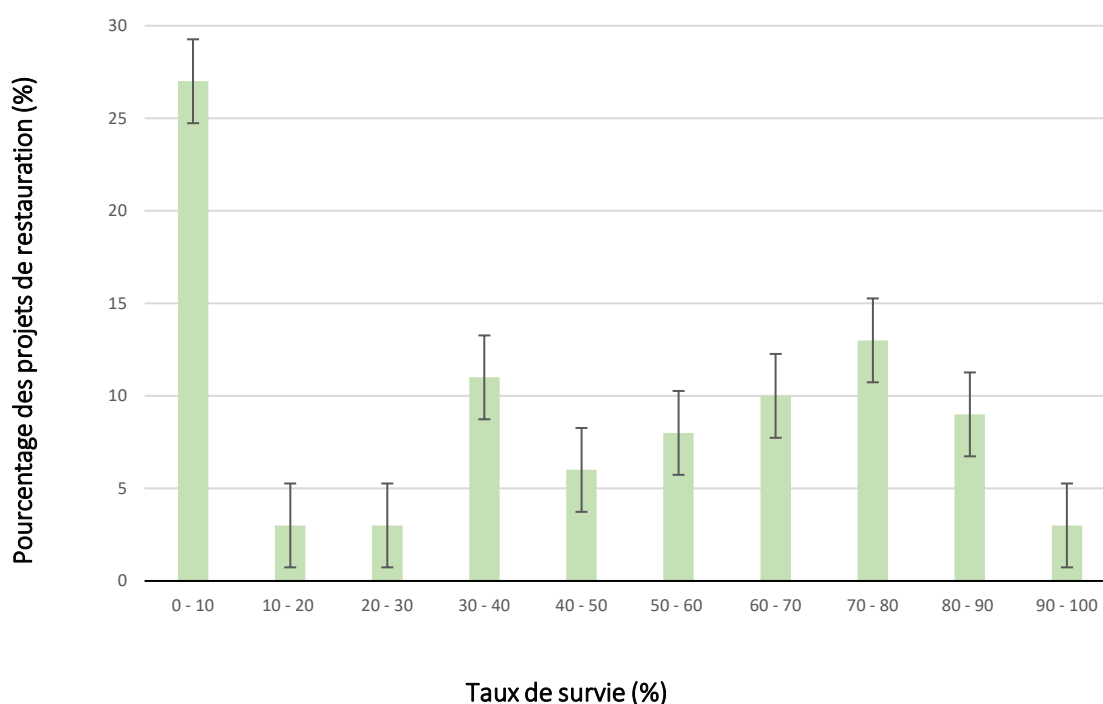


Figure 41 : Fréquence des taux de survie des propagules au sein des projets de restauration de la base de données construite durant le projet de thèse (les barres d'erreur représentent l'erreur standard).

Concernant les causes de ce taux élevé d'échec, 73 % des articles de la base de données ne donnent aucune raison ou se contentent de conjectures. Les rares données disponibles, couplées aux revues

bibliographiques sur le sujet (Elster, 2000 ; Hai et al., 2020 ; Kentula, 2000), ont permis d'identifier trois causes les plus fréquemment observées :

- (1) Les aléas naturels : ils comprennent les aléas climatiques, tels que les typhons, les vagues et les inondations, mais également les maladies et/ou parasites.
- (2) Des choix méthodologiques inappropriés : localisation inadaptée du site de replantation, choix inadéquat des espèces replantées (espèces et nombre d'espèces replantées), âge ou développement inadapté des individus au moment de la plantation, conditions hydrologiques et/ou hydrauliques inadaptées (trop ou pas assez d'eau douce ou salée provoquant sécheresses, inondations, hypo ou hyper salinité ...).
- (3) Des perturbations anthropiques telles que pollution, pêche, trafic maritime, coupe.

Concernant le taxon de palétuvier choisi pour la replantation, le genre *Rhizophora* est préféré dans 45 % des cas (Figure 42) suivis de *Bruguiera* et *Avicennia*. La première explication à ce phénomène réside dans le fait que le genre *Rhizophora* est le plus répandu à l'échelle mondiale (Kathiresan & Bingham, 2001). Cependant, il est important de noter que c'est également le genre le plus facile à replanter, présentant des taux de survie des propagules plus élevés que les autres genres et permettant une plantation directe des propagules sans nécessité de recourir à de pépinières (Choudhury, 2012). Cela signifie que le genre *Rhizophora* peut être choisi pour des raisons de confort ou de praticité dans les projets de replantation plutôt que pour une réelle adéquation écologique (Cormier-Salem & Panfili, 2016; Lombard & Andrieu, 2021). Par conséquent, ce choix peut conduire à un faible taux de survie des propagules et peut également donner lieu à des forêts monospécifiques, réduisant ainsi la biodiversité, comme cela a été observé dans certaines études (Primavera et al., 2004 ; Walters, 2003 ; Walton et al., 2006).

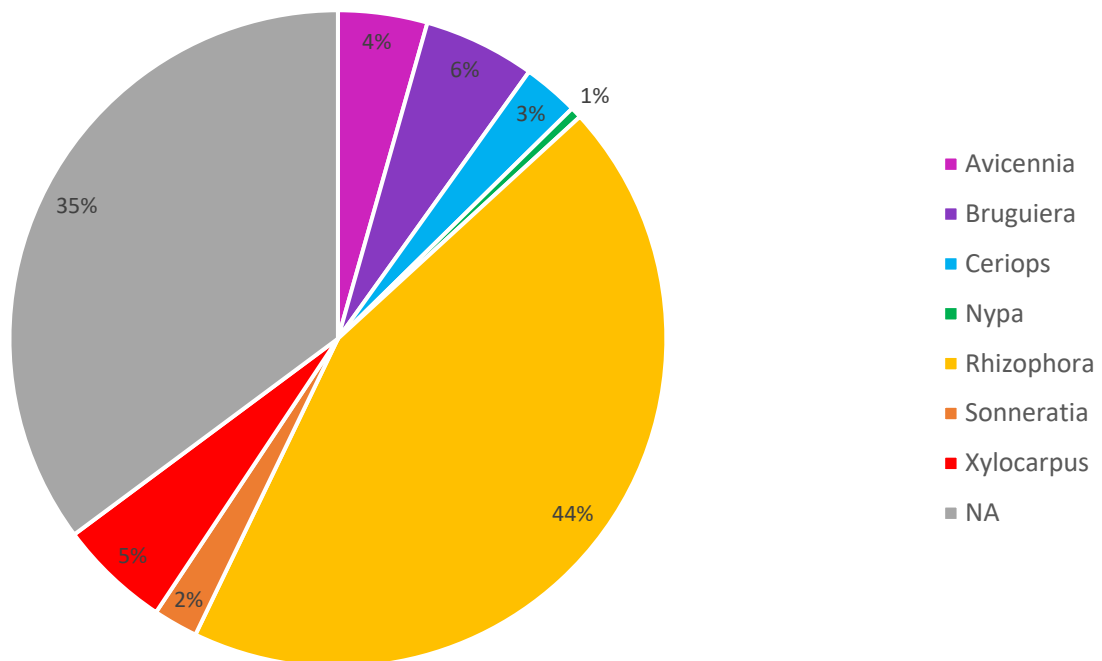


Figure 42 : Distribution des genres de palétuviers replantés dans les projets de replantation de la base de données.

Malgré le taux élevé d'échec dans de nombreux projets de replantation, certains ont connu un succès notable (Walton et al., 2006) comme en témoigne l'un des projets de replantation mené aux Philippines (Walton et al., 2006). Ce projet de replantation, entrepris sur une ancienne mangrove dégradée, a abouti à une expansion significative de la superficie des palétuviers, passant de 0 ha à 75,5 ha en l'espace de 15 ans. Initialement, *Rhizophora sp.* et *Nypa fruticans* ont été replantés sur d'anciennes mangroves dégradées, présentant les mêmes espèces. Au fil du temps, la régénération naturelle a augmenté la superficie de la mangrove de 25,5 ha supplémentaires, tout en accroissant la richesse spécifique avec l'arrivée de deux espèces (*Avicennia marina* et *Sonneratia alba*). Les auteurs ont également évalué la valeur économique des mangroves reboisées par rapport aux mangroves naturelles, concluant que la valeur économique générée par les mangroves reboisées est équivalente, voire supérieure à celle générée par les mangroves naturelles. De plus, cette même étude (Walton et al., 2006), grâce à une vaste enquête menée auprès des communautés locales, a démontré que, pour

95 % des pêcheurs interrogés, les palétuviers replantés ont renforcé l'effet barrière aux aléas climatiques et ont largement contribué à l'augmentation des stocks de poissons.

L'étude de Chowdhury et al. (2023) portant sur l'analyse de paramètres environnementaux enregistrés sur cinq sites de mangrove situés dans les Sundarbans en Inde permet de mettre en exergue un autre exemple de réussite. En 2012, *Rhizophora mucronata* a été planté sur une ancienne saline, historiquement une mangrove de *Rhizophora mucronata*, en retrait d'une population existante d'*Avicennia marina*. Cette barrière naturelle a protégé les palétuviers nouvellement plantés contre la houle et les vagues. Les résultats indiquent que le site restauré présente non seulement le stock de carbone le plus élevé, mais également une plus grande biodiversité que les sites naturels adjacents .

1.1.2. La réhabilitation

La réhabilitation englobe les actions qui tentent de rétablir les conditions et les processus écologiques ou socio-économiques d'un écosystème dégradé afin d'amorcer une trajectoire vers le rétablissement de conditions proches des conditions antérieures (SER et al., 2023; Zimmer et al., 2022).

Les projets de réhabilitation des mangroves sont beaucoup moins nombreux que les projets de replantation (13 % des projets recensés dans la base de données) et sont souvent plus récents. En effet, beaucoup de ces projets sont apparus plus tardivement que les projets de replantation à la suite de la définition de l'approche dite EMR (*Ecological Mangrove Restoration*) décrite pour la première fois par Lewis en 2005 (Lewis, 2005).

L'approche EMR est une méthode intégrant des processus à la fois abiotiques et biotiques, tels que l'écologie, l'hydrologie et la géomorphologie, dans le but de restaurer un site de mangrove dégradé ou détruit. Cette approche repose sur deux principes fondamentaux : d'une part, elle s'assure que les conditions biotiques et abiotiques sont favorables à la restauration des mangroves, et d'autre part, elle

prend en considération les aspects socio-économiques pour éviter toute dégradation supplémentaire des forêts de mangroves par les communautés locales ou les autorités régionales, en veillant à une utilisation durable de ces écosystèmes (Lewis et al., 2006).

Concernant les moyens techniques déployés pour la réhabilitation, les deux approches les plus fréquemment recensées dans la base de données sont la modulation de la dynamique sédimentaire au moyen d'infrastructures pour stabiliser ou augmenter la sédimentation, ainsi que la restauration des connexions hydrauliques lorsqu'elles ont été dégradées, comme dans le cas d'anciens bassins d'aquaculture, d'anciennes salines ou encore par la mise en place d'infrastructures telles que des barrages ou des digues. Les autres approches, moins souvent mobilisées, consistent en l'arrêt ou la réduction des pressions anthropiques, la sensibilisation des communautés locales et la mise en œuvre de mesures de gestion environnementale (parcs naturels, aires marines protégées, etc.). Toutefois, ces méthodes accompagnent souvent la méthode principale. Il est important de noter que la majorité des projets de réhabilitation de la base de données (75 %) comprennent également de la replantation de palétuviers en complément des mesures de réhabilitation.

Il n'existe pas d'indicateurs de l'efficacité de projet de réhabilitation commun aux indicateurs des projets de replantation. Par ailleurs, il n'existe pas d'indicateurs aussi faciles à appréhender que le taux de survie de propagules utilisé pour le suivi de l'efficacité des projets de replantation.

Dans le cas de la réhabilitation des mangroves, il faut environ trois à cinq ans pour pleinement observer les effets sur l'écosystème (Hai et al., 2020). Or, la période de suivi des projets de réhabilitation est généralement trop courte. En moyenne, les projets de réhabilitation durent 50 mois, soit environ 4 ans, entre le lancement du projet et le dernier point de suivi (Figure 43). De plus, nous observons que 54 % des projets durent moins de 4 ans et 72 % moins de 5 ans. Par conséquent, le suivi de l'efficacité des projets de réhabilitation est rarement réalisé. Néanmoins, de nombreuses études et revues de

littérature mettent en avant l'efficacité des projets de réhabilitation affirmant qu'ils se révèlent plus performants pour restaurer les fonctions écologiques du milieu, et que les effets positifs perdurent davantage (Barnuevo et al., 2017 ; Ellison et al., 2020 ; Primavera & Esteban, 2008 ; Snoek, 2016).

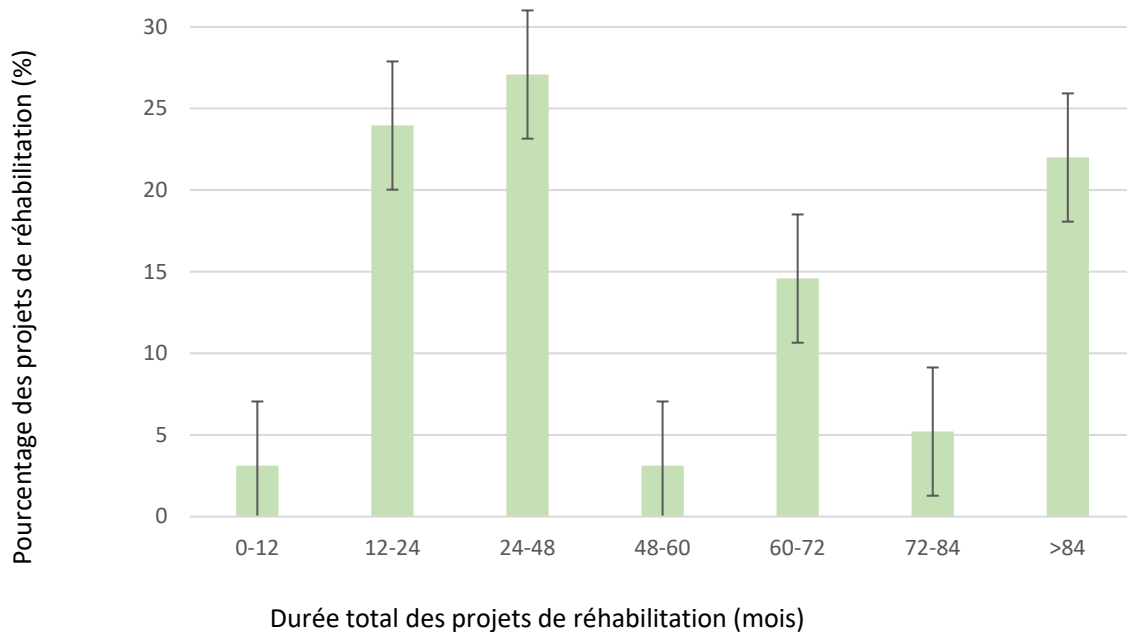


Figure 43 : Fréquence des durées totales des projets de réhabilitation de notre base de données (les barres d'erreur représentent l'erreur standard).

L'un des projets de réhabilitation les plus connus pour son succès a été étudié par Lewis en 1990 (Lewis, 1990). Ce projet, débuté en 1989, portait sur la restauration de 500 hectares de mangroves dans la région de West Lake, en Floride. Ce projet a utilisé une forêt de mangrove voisine présumée en bon état comme site de référence pour mesurer le succès du projet. La mise en œuvre de ce projet s'est concentrée sur la réhabilitation du milieu, avec la restauration des conditions hydrologiques en créant des chenaux de marée et en augmentant la pente du site du projet pour offrir un emplacement propice aux palétuviers. Environ 28 mois plus tard, les palétuviers se sont établis naturellement et le recrutement a continué. Sept ans plus tard, trois espèces de palétuvier s'étaient rétablies

naturellement. Le succès du projet a été mesuré en comparant les populations de poissons du site restauré avec celles d'un site de référence et s'est avéré similaire après 3 à 5 ans entre les deux sites (Lewis III et al., 2019). Cependant, il est possible d'apporter des nuances au succès de ce projet en raison du critère de réussite utilisé. En effet, le site de référence supposé être en bon état ne repose sur aucun critère clairement identifié.

Un autre exemple de projet de réhabilitation ciblant à la fois l'hydrologie et la sédimentologie est décrit dans une étude menée en Malaisie en 2008 (Kamali & Hashim, 2011). À la suite d'enquêtes sur le terrain, les chercheurs ont conclu que l'absence de mangroves dans la zone étudiée était probablement due à une exposition excessive à l'énergie des vagues et de la houle (Kamali & Hashim, 2011). Pour remédier à cela, un brise-lames a été installé dans le but de réduire l'énergie des vagues, contrôler l'érosion et favoriser le dépôt de sédiments. Huit mois après la mise en place du brise-lames, les premiers effets positifs ont été observés, avec un début de régénération naturelle des palétuviers. Ce processus de régénération s'est déroulé sans nécessiter de plantation de palétuviers. Cependant, il est important de noter que le suivi du projet n'a été effectué que sur une période courte. Il aurait été souhaitable de suivre l'évolution du projet au-delà d'un an, et idéalement au-delà de cinq ans afin de déterminer si la régénération naturelle observée était durable dans le temps.

1.1.3. L'implication des communautés locales dans la réalisation de la restauration

En ce qui concerne le niveau d'implication des communautés locales dans les projets de restauration, dans les deux-tiers de notre base de données (environ 60 %), les communautés ont été investies dans le projet. Cependant, la majorité de cet investissement est basé exclusivement sur le paiement en échange de la plantation de propagules (environ 80 %). Parmi les projets impliquant les communautés locales, seuls 20 % d'entre eux ont accordé aux communautés un rôle actif dans la gestion du projet,

tandis que seulement 7 % les ont impliquées pour déterminer les stratégies de restauration en fonction de leurs demandes et de leurs besoins. Plus récemment, les communautés locales jouent un rôle plus important dans la gestion de certains projets de restauration, comme le recommande la méthode CBEMR (Community-Based Ecological Mangrove Restoration) (Brown et al., 2014). Une étude menée pour évaluer les méthodes de restauration les plus efficaces pour les mangroves en Colombie (Rodríguez-Rodríguez et al., 2021) a conclu que les projets gérés par les communautés locales sont les plus efficaces en termes de survie des semis, d'augmentation de la régénération naturelle et de l'augmentation de la superficie des mangroves. Ce point est particulièrement à souligner, à notre avis, car bien souvent une entrée trop technique ou « ingénieur » prévaut au détriment d'une approche socio-écologique des projets, associant les populations et acteurs locaux, avant d'aborder le volet technique.

1.1.4. La taille du site de restauration

On peut se demander si la taille du site influence la réussite d'un projet, comme suggéré par Moreno Mateos et al. (2012), pour les écosystèmes de zones humides. Nous considérons dans cette étude qu'un petit site est un site de moins de 1 000 hectares alors qu'un grand site est un site de plus de 1 000 hectares (Lovelock et al., 2022). Dans un premier temps, on peut noter que la majorité des sites de la base de données sont des petits sites (Figure 44) représentant 57 % des projets de la base. 19 % des sites sont des grands sites et enfin 24 % des projets n'ont pas communiqué d'informations précises sur la taille du site de restauration.

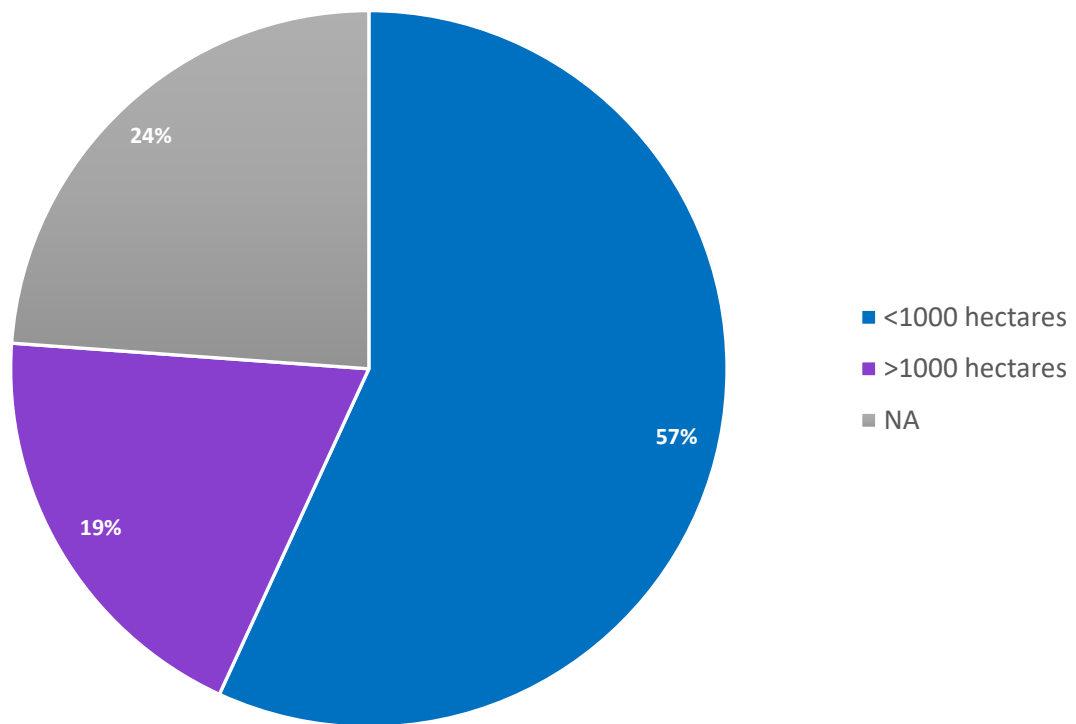


Figure 44 : Taux de survie des propagules des projets de replantation pour différentes tailles du site.

En raison du manque de retours d'expérience comparable et fiable sur la réussite ou l'échec des projets de réhabilitation, nous avons analysé l'influence de la taille des sites uniquement pour les projets de replantation, en utilisant le taux de survie des propagules comme indicateur. La Figure 45 présente un diagramme en boîte du taux de survie des propagules en fonction de la taille du site. On observe que les grands sites de replantation possèdent des taux de survie plus faibles que les petits sites. En moyenne le taux de survie moyen des petits sites est de 56 % (N=112) contre 20 % pour les grands sites (N=38).

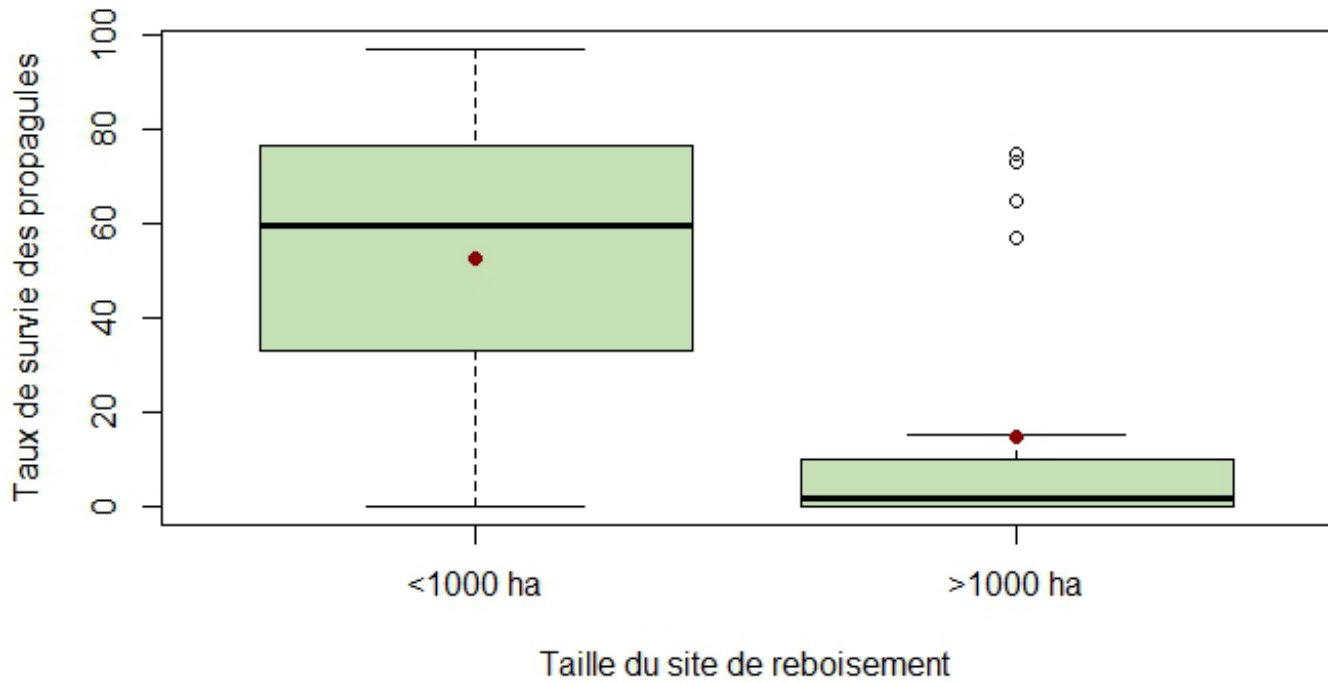


Figure 45 : Diagramme en boîte du taux de survie des propagules des projets de replantation en fonction de la taille du site de replantation.

Cette tendance à l'échec des vastes projets de replantation a déjà été soulevée par d'autres auteurs (Cormier-Salem et al., 2015 ; Lovelock et al., 2022).

Une étude bibliographique réalisée en 2022 a examiné les avantages et les inconvénients des petits projets (<1 000 ha) et des vastes projets (>1 000 ha) (Lovelock et al., 2022). Les résultats de cette étude mettent en évidence les raisons pour lesquelles les vastes projets peuvent échouer. Il s'agit notamment de la :

- Complexité de la gouvernance.
- De plantations monospécifiques.

- Du manque de prise en compte des causes de la dégradation du site et d'investissements importants sur du court terme.

Cependant, lorsqu'ils réussissent, ces vastes projets peuvent avoir un impact socio-économique significatif, augmenter les services de la nature rendus à la société et restaurer les fonctionnalités écologiques à grande échelle.

En revanche, les petits projets bénéficient d'une gouvernance plus simple et facilitent la participation communautaire. Les efforts pour identifier les causes de la dégradation et définir des stratégies de restauration appropriées sont également plus accessibles dans le cadre de ces projets de taille réduite. Malgré ces avantages, ces petits projets ont généralement un impact socio-économique limité et contribuent à restaurer les fonctionnalités écologiques à une échelle plus restreinte.

À ces explications, on peut ajouter que lors de la planification de vastes projets de reboisement avec un grand nombre de palétuviers, la priorité est souvent donnée à la recherche d'espaces disponibles conséquents, ce qui peut conduire à une sélection moins rigoureuse des zones en termes d'adéquation des conditions environnementales nécessaires au développement optimal des palétuviers. Cette démarche peut résulter en des plantations mal adaptées, soit positionnées trop en amont, soit trop en aval sur l'estran, affectant négativement l'efficacité des efforts de restauration. À l'inverse, les initiatives de restauration de plus petite taille ont tendance à être plus sélectives quant à l'emplacement, privilégiant des zones dont les caractéristiques environnementales sont plus étroitement alignées sur les besoins des palétuviers, ce qui augmente la probabilité de succès de ces projets.

1.1.5. Conclusion sur les stratégies de restauration

Dans un premier temps, soulignons qu'environ 50 % des données manquent à la base de données, toutes catégories confondues. Cette information dégradée témoigne d'un manque flagrant de retour d'information sur les projets de restauration et particulièrement les projets de réhabilitation et/ou de cogestion, souvent plus récents. Ce manque de données empêche de tirer des leçons des expériences passées et condamne les porteurs de projets de restauration de mangrove à répéter les mêmes erreurs. Ce point a déjà été soulevé par de nombreux auteurs (Bash & Ryan, 2002 ; Block et al., 2001 ; McDonald & Williams, 2009 ; Miller & Hobbs, 2007 ; Parkes et al., 2012 ; Suding, 2011).

Les principales conclusions que l'on peut tirer de cet état de l'art sont que les projets de replantations de palétuviers ont tendance à échouer, spécifiquement les vastes projets. La replantation monospécifique à *Rhizophora sp.* semble prédominante dans ces projets, souvent motivés par des considérations pratiques liées à la facilité de plantation des propagules de *Rhizophora sp.*. Les retours d'expériences montrant des projets de replantation à succès comprenaient une étude écologique préliminaire à la replantation, des actions de replantation en adéquation avec le site de restauration et un site de petite taille. Les projets de réhabilitation sont moins nombreux et moins documentés, les retours d'expériences complets témoignant de leur succès ou de leur échec sont faibles. Les principales actions de réhabilitation sont la restauration des dynamiques sédimentaires et hydrologiques. L'implication des communautés locales est fréquente, mais se résume majoritairement à une compensation financière pour la replantation de palétuviers, les communautés sont très rarement investies dans la gestion du projet.

1.2. Confrontations avec les recommandations scientifiques

1.2.1. *Replantation ou réhabilitation ?*

Choisir entre replantation ou réhabilitation implique une tâche essentielle, qui est de se demander si la dégradation du milieu identifié lors du diagnostic initial (quand il a eu lieu) était anthropiques et si les facteurs de dégradation sont toujours en cours dans le milieu (Bosire et al., 2008 ; Hai et al., 2020). Très souvent, dans le cas d'une dégradation du milieu d'origine humaine, l'arrêt des pressions suffit à ramener un écosystème à son état initial avant impact (Dutrieux, 1989). Si les pressions anthropiques cessent et que l'hydrologie et la morphologie de l'habitat n'ont pas été affectées, il est très probable que la mangrove se rétablisse naturellement (Martinuzzi et al., 2009). C'est le cas également à la suite d'une fluctuation du climat où le retour à des conditions pluviométriques normales est suivi d'une régénération spontanée de la mangrove (Andrieu et al., 2020).

Si ce n'est pas le cas, il est important d'envisager la méthode de restauration la plus appropriée. Très souvent, la replantation est choisie en première intention ; plus largement encore, la restauration de la mangrove est souvent assimilée à la replantation (Kamali & Hashim, 2011). Cependant, de nombreuses études ont montré qu'il ne sert à rien de replanter si les conditions environnementales de l'habitat n'ont pas été réhabilitées au préalable (Ariyanto et al., 2020 ; Kamali & Hashim, 2011 ; Van Loon et al., 2016). En effet, de nombreux paramètres écologiques conditionnent le développement des mangroves. Il est donc essentiel que ces paramètres soient évalués dans la zone d'intérêt avant toute action de restauration (cf. chapitre 2). Cela implique une étude préliminaire décrivant la structure forestière de la zone, ainsi que les principales conditions environnementales.

En résumé, il est nécessaire de comprendre les raisons pour lesquelles la régénération naturelle n'a pas eu lieu (Kamali & Hashim, 2011). La replantation ne devrait être envisagée que dans les cas où les conditions environnementales ont déjà été réhabilitées ou ne sont pas dégradées, mais où peu ou pas

de matériel végétal est disponible dans la zone et dans les zones adjacentes, empêchant la régénération naturelle (Kamali & Hashim, 2011). En outre, la notion de décalage entre les actions de réhabilitation et les effets sur les mangroves doit être prise en compte. Par exemple, dans le cas d'anciennes fermes d'élevage de crevettes, on estime qu'il faut environ cinq ans pour donner à l'écosystème une chance de se régénérer naturellement, à condition que les conditions hydrologiques aient été restaurées et que les pressions anthropiques sur l'écosystème aient été stoppées (Lieth et al., 2008). Il n'est donc pas nécessaire de replanter des mangroves pendant cette période.

Dans les cas où la replantation est nécessaire et afin de maximiser les chances de succès, une série de recommandations peut être trouvée dans la littérature : le choix des espèces doit se faire en fonction de la diversité spécifique locale ainsi que de la zonation le long de l'estran. Le choix des espèces replantées ou du site de restauration ne doit jamais se faire uniquement en fonction de la facilité de replantation ou de la facilité d'accès à la zone (Cormier-Salem & Panfili, 2016). En effet, les différentes espèces de palétuviers évoluent dans des conditions d'hydropériode et de salinité spécifique correspondant à la position sur l'estran. De plus, si l'information est disponible, l'espèce initialement présente avant la dégradation devrait être replantée (Wu et al., 2020). Une distance entre chaque propagule/semence doit être respectée ; cette distance varie en fonction de l'espèce considérée. De plus, la plantation aléatoire dans l'espace est préférée à la plantation alignée, afin de générer un état plus proche de celui du système d'origine et de favoriser la biodiversité (Kairo et al., 2020). Certaines espèces de palétuviers obtiennent des taux de survie plus élevés lorsqu'elles sont cultivées en pépinière avant d'être plantées sur site, par exemple *Avicennia sp* (Ravishankar & Ramasubramanian, 2004). Enfin, il est également important de déterminer la meilleure saison pour replanter les palétuviers. En fonction de l'espèce et de la zone géographique, il y aura différentes saisons idéales pour optimiser le taux de survie. En outre, l'âge des individus replantés est également important. On

estime que les individus de plus de 12 mois ont un taux de survie très faible, les individus plus jeunes sont donc à privilégier (Stubbs & Saenger, 2002).

1.2.2. *Recommandations pour le volet socio-économique de la restauration*

Un projet de restauration réussi est un projet qui intègre les aspects écologiques ainsi que les aspects sociaux, économiques et culturels (Alexander et al., 2011). De tels projets apportent de nombreux co-bénéfices. Ces co-bénéfices permettent à la fois la préservation de l'environnement et également le maintien ou le développement d'usages durables de l'écosystème par les sociétés humaines.

C'est pourquoi de nombreux auteurs recommandent la cogestion (Albers & Schmitt, 2015 ; Begum et al., 2021 ; Glaser et al., 2010 ; Mollick et al., 2022). Schmitt et Duke (2016) définissent la gestion des écosystèmes de mangrove comme une approche qui engage les communautés locales dans des projets de restauration des mangroves à long terme. Dans cette approche, les agences gouvernementales partagent la prise de décision, la responsabilité et l'obligation de rendre compte avec les communautés locales dont les moyens de subsistance dépendent des services écosystémiques fournis par les mangroves. Pour ce faire, les communautés locales doivent être consultées avant toute action de restauration. Dans le meilleur des cas, les actions de restauration doivent être basées sur les besoins, les désirs et les préoccupations des communautés locales par rapport à l'environnement dans lequel elles vivent (Datta et al., 2012).

Il peut être également pertinent d'investir les communautés locales dans la mise en place des mesures de restauration. Cela peut permettre de susciter l'intérêt pour le projet de restauration, mais aussi d'augmenter la probabilité que les sites de restauration soient régulièrement surveillés par les communautés locales. Si cette démarche est couronnée de succès, les bénéfices de la restauration se maintiendront dans le temps.

Cependant, la rémunération des populations locales pour les actions de restauration est controversée. Une étude de Cormier-Salem et Panfili (2016) décrit les faiblesses de ces pratiques. Elles peuvent en effet restreindre la compréhension des communautés locales sur la manière dont la restauration des mangroves peut accroître les contributions de la nature à la société sur le long terme, générant ainsi des bénéfices économiques plus significatifs plutôt que des gains immédiats et moins importants à court terme.

Enfin, de nombreuses communautés humaines ont des usages de la mangrove générateurs de revenus. Si ces usages de la mangrove sont menés de manière durable, elles doivent être préservées (Bosire et al., 2008). Si ces activités ne sont pas durables dans leur exploitation de la mangrove, il sera en revanche nécessaire d'explorer d'autres sources de revenus alternatives, en fonction des ressources et du savoir-faire local (Valenzuela et al., 2020 ; Datta et al., 2012 ; Stone et al., 2008 ; Sudtongkong & Webb, 2008).

1.3.Synthèse

En conclusion de cet état de l'art sur la mise en œuvre des projets, voici, dans un premier temps, les principales recommandations de la communauté scientifique identifiées afin de maximiser les chances de réussites d'un projet :

- **Choix entre replantation et réhabilitation** : La replantation ne devrait être envisagée que dans les cas où les conditions environnementales ont déjà été réhabilitées ou ne sont pas dégradées, mais où peu ou pas de matériel végétal est disponible pour la régénération naturelle.
- **Stratégie de replantation** : Le choix des espèces à replanter doit être basé sur la diversité spécifique locale et la stratification le long de l'estran. Il est important de respecter des

distances spécifiques entre chaque propagule/semence et d'opter pour une plantation aléatoire dans l'espace pour favoriser la biodiversité. Certaines espèces de palétuviers peuvent bénéficier d'une meilleure survie lorsqu'elles sont cultivées en pépinière avant d'être plantées sur le site. De plus, la saison de plantation et l'âge des propagules replantées doivent être soigneusement considérés en fonction de l'espèce et de la zone géographique. En résumé, il faut éviter les choix basés sur la facilité en ce qui concerne les stratégies de replantation, mais construire un plan d'action cohérent en fonction du contexte écologique.

- **Intégration des aspects écologiques, sociaux, économiques et culturels** : Un projet de restauration réussi doit prendre en compte non seulement les aspects écologiques, mais aussi les dimensions sociales, économiques et culturelles. Cette prise en compte doit aller jusqu'à la confirmation que ce projet est désirable par la communauté locale et d'accepter de ne pas le mener dans le cas contraire. Ainsi, la cogestion des projets de restauration avec les communautés locales est fortement recommandée. Elle implique que les communautés locales participent activement à la gestion des projets de restauration dès la phase de conception, afin que les projets se basent sur leurs besoins et leurs désirs. La rémunération des populations locales pour leur participation aux actions de restauration doit être considérée avec grande prudence.

L'état de l'art extrait de notre base de données met en évidence que la plupart des projets n'appliquent pas ces recommandations émises dans la littérature. Cependant, le faible nombre de retours d'expérience sur les projets de réhabilitation ou de cogestion complique cette analyse. Malgré les nombreuses recommandations disponibles dans la littérature scientifique, tant qu'elles ne sont pas mises en pratique ni évaluées, elles demeurent des hypothèses théoriques sans garantie de succès dans la réalité. C'est pourquoi, dans le cadre de cette thèse, nous proposons d'approfondir ce sujet en

examinant un cas d'étude concret. Il s'agit d'un projet pilote de restauration des mangroves aux Philippines, englobant cinq sites de restauration différents. Ce projet intègre en effet différentes stratégies de restauration, telles que la replantation de palétuviers et la modulation de la dynamique hydrosédimentaire. Il tente également de développer une économie locale durable tout en impliquant activement les communautés dans la gestion du projet. Cette analyse de cas a pour objectif de mettre à l'épreuve les hypothèses et les recommandations formulées dans la littérature, en particulier celles suggérant que les projets de restauration qui privilégient la réhabilitation plutôt que la replantation systématique de palétuviers, qui intègrent réellement les aspects socio-économiques et pratiquent la co-gestion obtiennent de meilleurs résultats.

2. UN PROJET SYSTÉMIQUE DE RESTAURATION DES MANGROVES : LE CAS D'ÉTUDE AUX PHILIPPINES

2.1. Mise en contexte

2.1.1. Zone d'étude

Ces travaux de recherche ont été menés dans la municipalité de Concepción, à Ilo-Ilo, dans les Philippines ($123^{\circ} 6'33,71''\text{E}$; $11^{\circ}12'56,43''\text{N}$). Des actions de restauration ont été entreprises sur cinq sites : Tambaliza, Lo-Ong, Bacjawan Norte, Bagongon et Polopina. Le projet a débuté en novembre 2015 et s'est achevé en juin 2021. L'évaluation du projet, commandé par le FFEM, a été réalisé en mai 2022. Le projet a commencé à être spécifiquement étudié dans le cadre de cette thèse après la fin du projet, en mars 2022, légèrement en amont de l'évaluation. La Figure 46 présente la chronologie croisée entre le projet de restauration et les travaux de thèse.

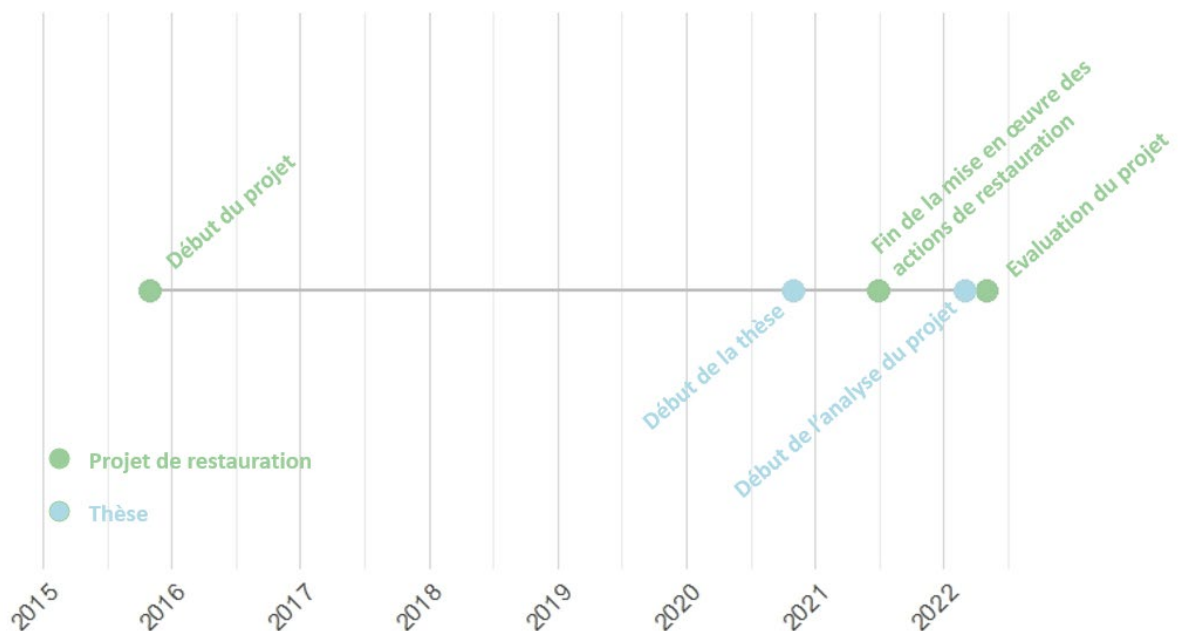


Figure 46 : Parcours chronologique de la thèse et du projet de restauration des Philippines.

2.1.2. Objectif des actions de restauration entreprises

L'objectif principal de ce projet est d'accroître la résilience des communautés face aux aléas climatiques en augmentant la superficie des mangroves tout en soutenant l'économie locale par des activités génératrices de revenus visant à prévenir la surexploitation des mangroves.

Dans la note d'engagement de projet (NEP), on retrouve une justification détaillée du choix de la zone de Concepción comme sites de restauration. Les critères suivants sont avancés dans la NEP :

- **Le niveau de vulnérabilité du littoral aux aléas climatiques** : Le typhon Haiyan (2013) a causé d'immenses dommages, détruisant une grande partie de la mangrove, anéantissant la majorité des coraux, et éliminant des espèces clés comme certaines palourdes et les dugongs. Sur 25 villages, 23 ont été impactés, touchant près de 7 000 familles, détruisant plus de 5 000 maisons, et endommageant 2 662 bateaux ainsi que des zones d'aquaculture, pour un coût total de 10,7 millions de pesos (soit environ 190 000 US\$). Les typhons ne sont pas des événements rares dans la région, on compte entre 20 et 30 typhons par an d'intensité variable.
- **L'importance écologique et la biodiversité présente localement.**
- **La disponibilité des données.**
- **L'engagement de la communauté locale** : La plupart des communautés côtières de Concepción ont une expérience préalable dans la mise en œuvre de projet de réhabilitation des mangroves et sont (selon la NEP) parfaitement conscientes des avantages fournis par les écosystèmes sains comme en témoigne leur participation active aux efforts de réhabilitation des mangroves, leur implication dans la création et la gestion des AMP (la municipalité dispose de 4 nouveaux bateaux de patrouille et emploie 187 gardes-pêche).
- **Le caractère reproductible du projet dans des conditions similaires ailleurs aux Philippines.**

Une étude de faisabilité a également été conduite afin de déterminer les sites adéquats au sein de Concepción pour la restauration des mangroves. Cette étude s'est appuyée sur une revue de la littérature ainsi que sur divers relevés de terrain, y compris des enquêtes topographiques et bathymétriques, l'analyse des houles, des marées, des courants, et l'évaluation de l'exposition aux risques naturels. Ces efforts avaient pour but d'évaluer la vulnérabilité des populations locales face aux menaces côtières. Le principal objectif était de justifier la sélection des sites destinés aux interventions de restauration, en s'appuyant sur une compréhension des risques environnementaux.

Cependant, l'étude n'a pas approfondi les fondements des stratégies de restauration mises en œuvre sur chaque site, omettant de clarifier les motivations derrière le choix de ces actions de restauration. Bien que l'attention ait été portée sur les risques liés au climat, l'état initial des mangroves avant l'intervention n'a pas été documenté. De même, l'analyse n'a pas exploré en détail les causes spécifiques de la dégradation des mangroves ni les pressions anthropiques qui pourraient y contribuer. De manière générale, son paragraphe « écologie » est très léger.

Les actions menées sur chaque site sont récapitulées dans le Tableau 10, toutes étant achevées en 2021. Sur les cinq sites de restauration, tous ont bénéficié de la plantation de palétuviers sur des surfaces variant de 2 à 11 hectares, l'objectif principal étant d'amorcer une régénération naturelle sur les sites. Quatre sites ont également reçu des infrastructures grises telles que des brise-lames ou des pièges à sédiments pour atténuer la force des vagues, restaurer les connexions hydrauliques, limiter l'érosion, ou créer des bancs de sédiments favorables à la colonisation des mangroves. Les actions socio-économiques reposent sur la mise en place de moyens d'activité génératrice de revenus durables n'exploitant pas les forêts de mangroves ou les exploitants de manière durable. Les domaines testés sont variés, incluant l'agriculture, l'élevage, la production de vêtements et l'écotourisme.

Il est important de souligner que, dans le cadre de ce projet, les communautés locales ont été rémunérées pour leur participation aux réunions de travail et aux travaux de restauration.

2.1.1. Répartition des acteurs

La maîtrise d'ouvrage a été réalisée par le Ministère philippin de l'Environnement par le biais de plusieurs instances du ministère, la maîtrise d'œuvre par l'ONG Conservation International (CI) appuyée par un bureau d'étude local. Il est important de noter que le projet a collaboré avec des instances nationales telles que le ministère de l'Environnement et des Ressources Naturelles, d'autres ministères, et deux commissions nationales. Au niveau local, la municipalité de Concepción a été le principal partenaire.

2.2. Matériel et méthode

2.2.1. Cadre socio-écologique

Pour répondre aux questions de recherche soulevées, le cadre des systèmes socio-écosystémiques (SES), issu des travaux d'Ostrom, a été utilisé. Pour cela, nous avons réalisé l'adaptation du système de renseignement des composantes au projet de restauration des Philippines (Tableau 11). Tout au long de l'analyse, les diverses composantes et variables spécifiques au projet ont été mobilisées afin de mieux comprendre les facteurs d'échecs et de réussite du projet.

Tableau 10 : Actions de restauration entreprise dans chaque site.

Actions de restauration/Sites	Bagongon	Tambaliza	Lo-Ong	Bacjawan Norte	Polopina
Surface replantée (ha)	11	2	2	2,55	2,84
Nombre de plants	110 363	36 000	20 000	25 000	30 050
Espacement entre les plants (m)	1x1	0,5x0,5	1x1	1x1	1x1
Espèces replantées	<i>Avicennia sp.</i> <i>Sonneratia sp.</i> <i>Rhizophora stylosa</i> <i>Rhizophora apiculata</i>	<i>Avicennia sp.</i> <i>Rhizophora sp.</i>	<i>Avicennia sp.</i> <i>Sonneratia sp.</i> <i>Rhizophora apiculata</i> <i>Rhizophora mucronata</i> <i>Ceriops sp.</i>	<i>Avicennia sp.</i> <i>Rhizophora apiculata</i> <i>Rhizophora mucronata</i> <i>Ceriops sp.</i>	n/a
Infrastructures grises	Installation de deux brise-lames, d'un piège à sédiments et d'une digue d'atténuation des vagues.	Suppression d'une berme entravant la circulation de l'eau.	Installation de deux brise-lames.	Installation d'un brise-lame.	Aucune infrastructure grise.
Actions socio-économiques	Développement de la production de noix de coco et de produits à base de noix de coco.	Mise en place d'un système d'agriculture biologique ; Mise en place d'un écoparc mangrove pour le développement de l'écotourisme.	Mise en place d'une infrastructure pour la transformation du calamar et la production de produits à base de calmar.	Mise en place d'une production de poulets biologiques.	Mise en place d'une production de vêtements.

Tableau 11 : Composantes et variables du SES de mangroves de la municipalité de Concepción, Philippines.

Composantes	Variables	
Ressources du système (RS)	RS1	Mangroves
	RS2	Vasières
	RS3	Zone sableuse
	RS4	Herbiers marins
	RS5	Bassins aquacoles
	RS6	Terres agricoles
	RS7	Pâturages
Unité de ressources (UR)	RU1	Palétuviers
	RU2	Poissons
	RU3	Crabes
	RU4	Mollusques et crustacés
	RU5	Céréales et légumes
	RU6	Bétail
Système de gouvernance (SG)	GS1	Gouvernement national des Philippines
	GS2	Gouvernement municipal de Concepción
	GS3	Conseils de villageois
	GS4	Association des pêcheurs
Acteurs (A)	A1— Co financeurs	Taisei, LGU, DRR-CCA fund, PDRF, DENR/ERDB, DENR/BMB, CIGEF-MKBA, CI-BWISER, CI Turing, IKI-BMUB, MoE Netherlands, FFEM.
	A2— Institution membre porteuse du projet	MAEDI— Ministère français des affaires étrangères et du développement international MEDDE – Ministère français de l'écologie, du développement durable et de l'énergie
	A3—ONG	Conservation International (CI)
	A4—Communautés locales	Pêcheurs locaux
Résultats attendus (O)	O1	Augmentation de la superficie des mangroves
	O2	Réduction des vagues et des effets des aléas climatiques au niveau des villages
	O3	Augmentation de l'apport en sédiments

Composantes	Variables	
	O4	Améliorer l'économie locale en diversifiant les activités génératrices de revenus
	O5	Renforcement de la résilience des communautés

La méthode utilisée afin d'évaluer les résultats du projet repose sur l'analyse d'images satellites, l'évaluation de paramètres environnementaux sur le terrain et des enquêtes. Ces méthodes sont présentées ci-après.

2.2.2. Analyses d'images satellites

La méthode d'analyse par télédétection proposée dans cette section est davantage détaillée dans le chapitre 3 s'intéressant aux méthodes d'évaluation des projets.

Pour cartographier l'étendue de la mangrove [RS1], avant et après le projet, des images satellites ont été utilisées. Il est beaucoup plus facile de distinguer les mangroves des autres types de végétation (continentale) lorsque les satellites couvrent des longueurs d'onde supérieures à l'infrarouge proche. Les satellites tels que LANDSAT et SENTINEL-II sont donc les meilleures options. SENTINEL-II à une résolution spatiale plus fine (10 m après affinage), mais est récent (images disponibles à partir de 2015). Si le projet est récent, ce satellite est la meilleure option possible. Nous avons donc ici opté pour ce satellite. Les deux images proviennent de la dalle « R103_T51 » ; les dates respectives sont 03/08/2016 et 30/03/2022. Le climat est très nuageux, ce qui réduit considérablement le choix des images.

La méthode est une classification non supervisée, plus précisément une série de classifications emboîtées avec l'algorithme des k-moyennes. Cette méthode a déjà été utilisée sur les mangroves

(Andrieu & Mering, 2008), ainsi que sur d'autres zones humides (Valdez Achucarro et al., 2022), et s'est avérée plus efficace qu'une simple classification (Andrieu et al., 2019).

La première classification sépare les pixels en un grand nombre de classes (12) afin de s'assurer que toutes les classes de la typologie (eau, mangrove, vasière et plage de sable humide, et toutes les surfaces continentales : urbaines, forêts, terres cultivées) apparaissent dès la première étape. Les valeurs moyennes radiométriques de chaque classe sont produites sous forme de graphique et interprétées afin d'attribuer chaque classe à la typologie. Une première carte est obtenue pour quatre classes. Les quatre classes sont séparées à l'aide d'une approche booléenne et chacune est appliquée comme masque aux données multispectrales dans une nouvelle série de classifications non supervisées (k-moyenne également), ici à six classes. Les mêmes types de graphiques sont produits pour vérifier si les six sous-classes appartiennent bien au bon élément de la nomenclature. Si une ou plusieurs classes présentent une courbe radiométrique correspondant à un autre élément, elles sont reclassées en conséquence. Enfin, une carte de la couverture du sol est produite. Le même traitement d'image est réalisé pour les deux images. Un tableau croisé basé sur les pixels révèle tous les changements de la couverture terrestre, notamment la stabilité de la mangrove, l'augmentation de la mangrove (par rapport aux masses d'eau ou aux vasières précédentes) et la perte de la mangrove (remplacée par de l'eau ou des vasières).

Les observations sur le terrain ont conduit à l'échantillonnage de sites de contrôle. Une matrice d'erreur a été produite en croisant la carte et l'image des sites de contrôle. L'indice kappa est de 0,92 ; par conséquent, la cartographie est acceptable, mais on peut s'attendre à une certaine inexactitude.

2.2.3. Évaluation de la végétation et observation des sédiments

La deuxième étape de la méthode consiste en une série d'observations de plusieurs paramètres environnementaux sur le terrain, réalisées en mai 2022.

Tout d'abord, les sédiments et la bathymétrie ont été analysés autour de six brise-lames et d'un piège à sédiments en bambou. Pour chacun d'entre eux, la bathymétrie, la texture et la couleur des sédiments, en comparant les côtés exposés aux vagues et le côté protégé, ont été notées. Si des indicateurs écologiques de restauration de l'habitat étaient visibles, ils ont également été notés.

Ensuite, 14 lignes de transect ont été placées dans les sites de restauration des mangroves afin de décrire la couverture végétale. L'espèce, la hauteur et toute observation relative à la santé des individus trouvés le long de la ligne ont été notées. La longueur des transects était variable, car ils s'étendaient de l'infrastructure grise à la zone de marée supérieure.

En matière de complément aux relevés sur les sites du projet ont été réalisés deux transects dans deux sites dits « témoin », respectivement une forêt mature et dans un bassin à crevette abandonné dont la digue a été rompue par un événement climatique. Ces deux sites seront comparés à deux sites du projet, caractéristiques des deux méthodes : reboisement en front de plage derrière un brise-lame (Lo-Ong) et reboisement en renforcement d'une dynamique spontanée dans un bassin à crevette abandonné (Tambaliza).

2.2.4. Enquêtes et entretiens

En complément des données satellitaires et écologiques, des entretiens semi-directifs ainsi que des questionnaires d'enquêtes ont été réalisés au niveau des différents sites pour évaluer la perception des communautés locales par rapport au projet. Comprendre la perception des communautés par rapport aux projets de restauration est essentiel pour évaluer les avantages offerts par les efforts de

restauration aux communautés, mais également pour identifier les facteurs d'échecs des projets, et permettre l'amélioration des projets futurs (Su & Gasparatos, 2023).

Trois types d'enquêtes et d'entretiens différents ont été combinés. Le premier était un entretien avec les chefs de projet. Ensuite, dans les cinq localités, un même questionnaire a été soumis entre deux et cinq personnes par localité, soit 16 au total (grille d'enquête disponible en annexe, tableau 3). Les réponses à 22 questions ont été codées pour être utilisées en pourcentage pour les réponses de type oui/non ou les périodes. Plusieurs questions donnaient lieu à une liste (liste des menaces, liste des vulnérabilités, liste des effets positifs ou négatifs des projets, etc.), nous avons mis en place des scores allant de quatre pour le premier élément cité à un pour le quatrième. Ensuite, nous avons additionné les notes de chaque élément et obtenu un classement de l'élément le plus cité à l'élément le moins cité. Enfin, l'un des chercheurs de l'équipe est resté à Tambaliza pendant cinq jours pour mener des entretiens semi-structurés supplémentaires avec l'aide d'un interprète natif. Ce troisième type d'entretien visait à mieux comprendre le socio-écosystème local, la gouvernance, les perceptions de la mangrove et les perceptions du projet.

2.3. Résultats

2.3.1. Télédétection à haute résolution

Sur les 1 125 ha cartographiés dans la municipalité de Concepción, la mangrove [RS1] occupe 55,05 ha en 2016 et 68,77 ha en 2022 (Figure 47 ; Tableau 12). Au total, 79,9 % des 13,72 ha d'augmentation de surface [O1] se trouvent dans des bassins d'aquaculture abandonnés [RS5] à Lo-Ong et Tambaliza. Polopina a également montré un taux de croissance important, hors des bassins abandonnés.

Bagongon présente une très faible couverture de mangrove [O1] et aucun changement dans la couverture de mangrove (moins de 0,5 ha, correspondant à 5% sur la totalité du site). Bacjawan Norte est le seul site à avoir enregistré une perte de mangrove.

Tableau 12 : Taux de recouvrement en mangroves sur cinq sites de la commune de Concepción.

	2017		2022	
Sites	Ensemble du site d'étude	Site de restauration	Ensemble du site d'étude	Site de restauration
Bacjawan Norte	2,40	0,87	2	0,72
LoOng	3,33	0,38	4,4	0,3
Bagongon	2,24	1,33	2,32	1,26
Polopina	1,16	0,68	1,96	1,31
Tambaliza	45,92	0,94	57,99	1,17
Total	55,05	4,2	68,77	4,1

La taille des sites de restauration est trop petite pour que l'on puisse s'appuyer uniquement sur des images de télédétection d'une résolution de 10 m. Cependant, en complément des données de terrain, les changements dans la couverture de la mangrove ont pu être obtenus à cette échelle. Polopina montre une augmentation de 0,6 ha (93%) ; Tambaliza montre une augmentation de 0,2 ha (24%). Les deux sites montrent également une progression importante en dehors des sites de restauration (respectivement 69% et 26%), ce qui indique que l'augmentation pourrait ne pas s'expliquer uniquement par le projet. Les trois autres sites montrent une diminution de moins de 0,2 ha chacun. L'augmentation globale (0,1 ha) correspond à 2,4 % de la zone.

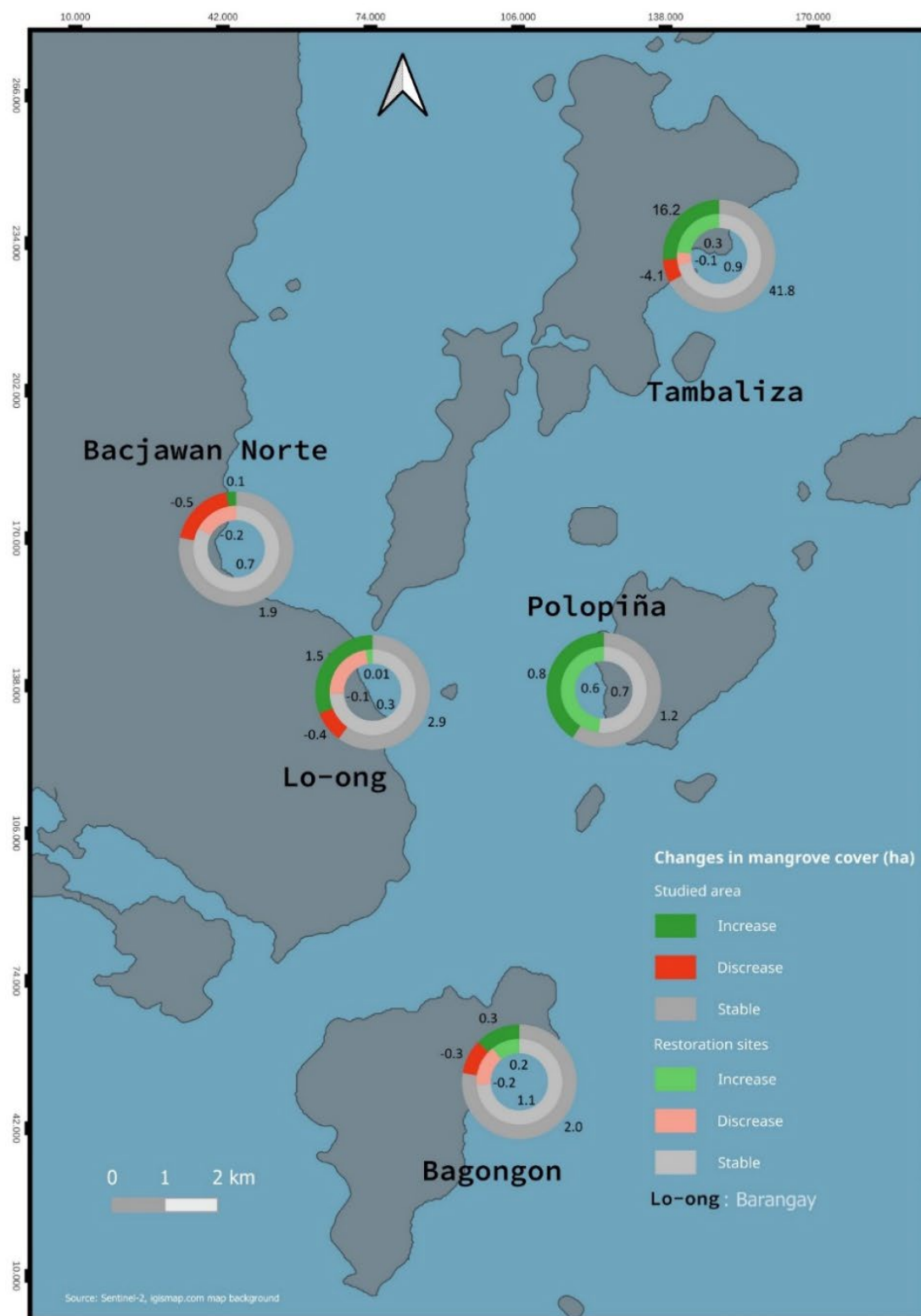


Figure 47 : Couverture de mangrove observée avant et après le projet.
Crédit : Crook O.J

2.3.2. Observations sur le terrain

2.3.2.1. Effets des infrastructures grises sur le milieu

Les infrastructures grises visent à réduire l'énergie des vagues [O2] et à augmenter la présence de sédiments fins [O3]. Ce sont deux éléments importants pour le développement des habitats de mangrove, et ils font partie du projet visant à faciliter la restauration de la mangrove [O1].

Dans les zones abritées de tous les brise-lames étudiés, une couche de sédiments fins a été observée (Tableau 13). Dans la plupart des cas, elle est associée à des dépôts visibles en termes de bathymétrie, et dans certains cas, elle est associée à des indices d'une restauration écologique (herbiers plus denses [RS4], et population de crabes violonistes présente uniquement sur ce banc de vase [RS2]) (Figure 48). Les effets directs et locaux de ces infrastructures grises sont donc conformes aux attentes. En revanche, ils sont très localisés (effets de quelques mètres carrés ou au mieux, de quelques dizaines de mètres carrés), mais ne génèrent pas d'effets latéraux négatifs. La plupart des pièges à sédiments en bambou ont été partiellement détruits et celui qui a été étudié n'a montré aucun effet.



Figure 48 : Banc de limon déposé à l'abri d'un brise-lames à Lo-Ong, mai 2022. Crédit : Julien Andrieu.

Tableau 13 : Résultats des observations géomorphologiques liées aux infrastructures grises.

Sites	Bacjawan Norte	Lo-Ong		Bagongon		
Observation/type de structure	Brise-lames					Piège à sédiments
Couleur plus foncée	-	Oui	Oui	-	-	-
Texture plus fine	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	-
Observation de dépôt	Oui	Oui	Oui	-	-	-
Effets négatifs dans les zones latérales	-	-	-	-	-	-

2.3.2.2. Taux de survie déduits des transects de végétation.

Les 14 lignes de transects d'analyse de la végétation révèlent des proportions variables de couverture végétale replantée, allant de 0 % (absence totale de palétuvier observé) à 8,21 % à Tambaliza (Figure 49). La majorité des sites affichent des taux de couverture végétale replantée inférieurs à 2,5 %, y compris tous les sites de Lo-Ong, Bacjawan Norte, Bagongon, ainsi que trois sites à Polopina. Il convient de souligner que le taux de couverture le plus élevé observé à Tambaliza est influencé par la présence, le long du transect, d'une pépinière de palétuviers du projet qui a été abandonnée. La densité de palétuvier dans cette pépinière ne reflète pas fidèlement le protocole de restauration, où les jeunes palétuviers issus de la pépinière sont « replantés » avec une densité plus élevée. Ils sont en effet encore dans les sacs plastiques à moitié enterrés. En conséquence, les taux de couverture végétale dans les sites où le protocole de restauration a été suivi varient de 0 à 4 %. Il est important de noter qu'une variation de 4 % dans la couverture végétale (notamment avec de petites plantes) ne serait généralement pas détectable par télédétection à une résolution de 10 mètres.

Malgré l'impact positif observé sur les habitats situés dans la zone protégée par les brise-lames [O2 ; O3], les efforts de restauration [O1] ont échoué. Dans certains transects, il a été possible d'estimer les taux de survie en comparant le nombre de propagules plantées en 2021 (selon les rapports du gestionnaire de projet) avec les plantes vivantes et mortes observées en 2022, ainsi que les éventuelles propagules décédées (Tableau 14). Le ratio de survie varie, allant de 8 % à Bacjawan Norte à 0,4 % à Polopiña. La faible proportion de végétation replantée observée le long des transects (allant de 0 à 8,21 %) peut donc être expliquée par ces taux de survie relativement faibles, qui varient de 0,4 à 8 %.

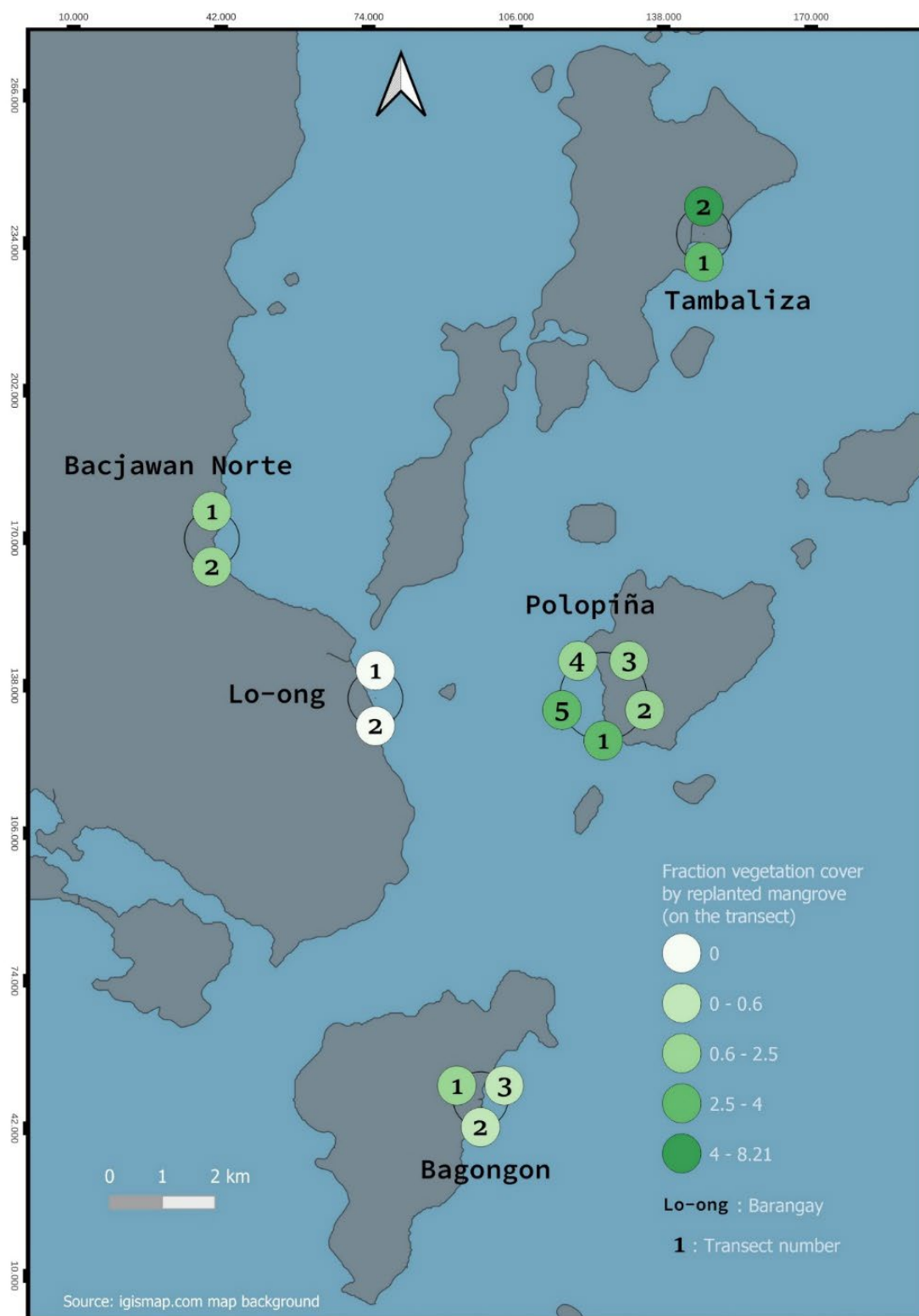


Figure 49 : Fraction de la couverture végétale par la mangrove replantée.
Crédit : Crook O.J

Tableau 14 : Estimation du nombre de propagules vivantes en juin 2022.

Sites	Surface replantée selon les rapports (ha)	Surface où la replantation a été vérifiée en 2022 (ha)	Nombre de propagules plantées selon les rapports	Nombre de propagules plantées selon les observations en 2022	Ratio (%)
Polopiña 1	0,31	0,04	2 929	210	7,2
Polopiña 2	0,55	0,25	5 197	200	3,8
Polopiña 3	1,61	0,1	15 214	68	0,4
Polopiña 4	0,41	0,08	3 874	182	4,7
Total Polopiña	2,88	0,47	30 050	660	2,2
Bacjawan Norte	2,55	1,13	25 000	1 990	8,0

En complément des transects réalisés au sein des sites de restauration, des transects ont également été menés au sein d'une mangrove mature et dans un ancien bassin aquacole présentant des signes de régénération spontanée des mangroves (Figure 50). Ces deux sites témoins ont servi de points de comparaison pour les sites de Lo-Ong et de Tambaliza, qui, respectivement, ont les taux de survie au niveau des transects les plus faibles et les plus forts. Cette approche comparative a permis d'évaluer l'efficacité des mesures de restauration mises en œuvre dans ces derniers par rapport aux processus naturels observés dans des écosystèmes de mangroves stables ou en régénération sans intervention humaine. Les résultats de ces analyses comparatives sont présentés dans le Tableau 15.

Tableau 15 : Caractéristiques de la mangrove au niveau de Lo-Ong, Tambaliza et de deux sites témoin à proximité.

	Mangrove mature	Régénération spontanée en bassin abandonné	Replantation en bassin abandonné : Tambaliza	Replantation en front de mer : Lo-Ong
Lieu	11°10'3.56"N 123° 3'53.79"E	11°15'47.18"N 11°15'47.18"N	11°16'48.98"N 123°10'41.21"E	11°12'15.27"N 123° 7'8.15"E
Aspect sur Google Earth	Vert vif, texture Oolithique continue	Vert pale, texture en points de petite taille discontinue	Vert vif, Texture hétérogène de gros points irréguliers entourés de petits points	Texture lisse et quelques points verts pale
Changement visible sur Google Earth	Aucun	Apparition des arbustes après 2019	Augmentation du nombre d'arbres et d'arbustes depuis 2011	Apparition des arbustes entre 2015 et 2019
Changement détecté sur Landsat	Mangrove stable	Gain mangrove important	Gain mangrove minime	Absence de mangrove
Hauteur Max	8 mètres	4 mètres	6 mètres	3 mètres
Hauteur moyenne de la strate haute	6 mètres	2 mètres	5 mètres	1 mètre
Taux de recouvrement	95%	50%	50%	0%
Densité en plantules	Faible	Fort	Fort	Aucun
<i>Aegiceras</i>		X		
<i>Avicennia</i>	X	X	X	X
<i>Bruguiera</i>		X	X	
<i>Ceriops</i>		X		
<i>Excoecaria</i>	X	X	X	
<i>Lumnitzera</i>	X	X		
<i>Nypa</i>		X		
<i>Rhizophora</i>	X	X	X	
<i>Sonneratia</i>	X	X	X	

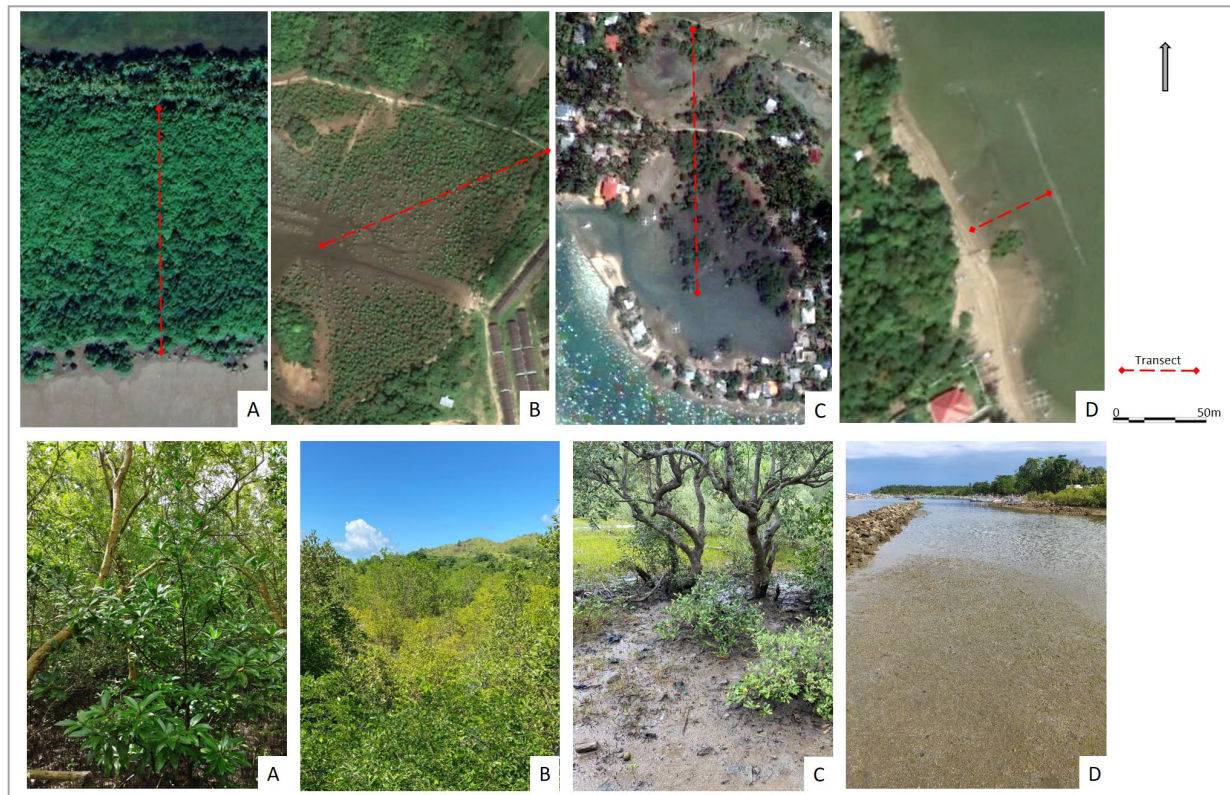


Figure 50 : Transects effectués au niveau de Lo-Ong, Tambaliza et de deux sites témoin à proximité.

L'analyse du Tableau 15 révèle des informations précieuses sur les caractéristiques et les dynamiques de restauration des mangroves au niveau des sites de Lo-Ong, Tambaliza, ainsi que des deux sites témoins.

Dans un premier temps, pour la mangrove mature, on observe une densité importante, avec une hauteur maximale atteignant 8 mètres et une couverture de 95%, caractéristiques d'un écosystème pérenne et établi. L'absence de changement détecté par télédétection confirme cette stabilité. La faible densité en plantules peut indiquer un état d'équilibre où la régénération naturelle se maintient sans dépasser la capacité de support de l'écosystème.

Dans un second temps, le site de régénération spontanée montre des signes importants de reprise naturelle avec un gain de mangrove notable détecté par télédétection et une augmentation de la hauteur des arbustes après 2019. Cependant, la hauteur moyenne et le taux de recouvrement restent inférieurs à ceux de la mangrove mature, soulignant le potentiel de croissance et de développement ultérieur. La forte densité en plantules indique un écosystème en bonne voie de régénération.

La comparaison des caractéristiques écologiques entre le site de Tambaliza et celui de la mangrove en régénération spontanée, tout en les mettant en perspective avec une mangrove mature, offre un aperçu nuancé de l'efficacité des actions de restauration menées. Tandis que Tambaliza montre des signes d'augmentation dans le nombre d'arbres et d'arbustes depuis 2011, suggérant l'initiation de processus de régénération naturelle, les similitudes observées entre ce site et le bassin en régénération spontanée soulèvent des questions quant à l'impact réel des mesures de restauration.

Les données indiquent que, bien que Tambaliza ait connu une évolution positive depuis l'intervention humaine, les gains en termes de mangrove demeurent modérés, et les attributs physiques tels que la hauteur des arbres et le taux de recouvrement n'atteignent pas encore ceux observés dans les mangroves matures. Cette observation suggère que les processus de régénération naturelle étaient potentiellement déjà en action (présence de nombreux grands arbres) avant les interventions de restauration et que l'impact de ces dernières sur l'accélération de la dynamique de récupération des mangroves peut être considéré comme limité. La similitude des caractéristiques entre le site de Tambaliza et le bassin en régénération spontanée indique que, malgré les efforts de restauration, les résultats obtenus pourraient ne pas être différents de ceux qu'une régénération naturelle non assistée aurait produits.

Lo-Ong montre les signes les plus modestes de restauration avec une absence de mangrove détectée par télédétection et un taux de recouvrement de 0% dus à des palétuviers de 3 mètres ou moins.

L'apparition d'arbustes entre 2015 et 2019 indique un début de régénération, mais la hauteur moyenne faible et l'absence de plantules soulignent les défis rencontrés dans cet environnement de front de mer très certainement très peu propice au développement d'une forêt de mangrove.

2.3.2.3. Enquêtes sur la mise en œuvre, les effets et la durabilité du projet

L'ensemble des résultats de l'enquête est disponible en annexe, tableau 4.

→ Mise en œuvre du projet en termes de gestion communautaire des mangroves

Comme indiqué dans la section « 2.1. Mise en contexte », le projet a été mis en œuvre en déployant des efforts pour impliquer les parties prenantes locales : les administrations locales (municipalités Barangays) [SG2, SG3] et la population [A4]. Les entretiens ont confirmé que les personnes étaient informées et invitées à participer aux réunions, et qu'elles recevaient des subventions pour leur participation.

Au total, 87 % des personnes interrogées connaissaient le projet ; cependant, ce chiffre correspond à l'enquête qui s'est principalement concentrée sur les personnes investies dans le projet. De plus, 100 % des rares personnes interrogées qui ne connaissaient pas le projet étaient au courant d'au moins une des réalisations du projet (par exemple, un brise-lames, quelques replantations de mangrove ou un programme de moyens de subsistance). Ils ont surtout été informés par les réunions (ou, du moins, par les invitations aux réunions).

Les enquêtes ont également révélé l'importance des subventions pour le travail. Cet « effet » du projet est arrivé en cinquième position lorsque les personnes ont été interrogées sur les principaux effets du projet et a représenté une part importante des entretiens semi-structurés.

Les réponses concernant les effets négatifs du projet nous éclairent sur son acceptation. Tout d'abord, la plupart des personnes interrogées n'ont pas commenté les effets négatifs (en répondant, « je ne sais pas », ou « pas d'effet négatif »). Cela montre que le langage utilisé devant l'équipe de recherche n'était pas trop critique à l'égard du projet. Cependant, un répondant a mentionné que la restriction de la circulation des bateaux était un effet négatif résultant de la reforestation (Figure 51). En plus de cette réponse dans le questionnaire, ce sujet a également occupé plusieurs discussions lors des entretiens semi-structurés. Plusieurs acteurs impliqués dans le projet l'ont évoqué pour expliquer les faibles taux de survie. Cela révèle également que l'acceptation du projet s'arrête là où commencent les intérêts de l'activité économique principale (la pêche). À Lo-Ong, Bagongon, où les maisons sont situées immédiatement devant la plage de sable (avec des bateaux garés juste devant les maisons), la replantation a été entièrement située dans des endroits sans maisons pour éviter les conflits entre la circulation/le stationnement des bateaux et la restauration de la mangrove. Cela signifie que les maisons n'auraient pas été directement protégées [O2, O5] par la mangrove, même si la restauration avait été plus efficace.

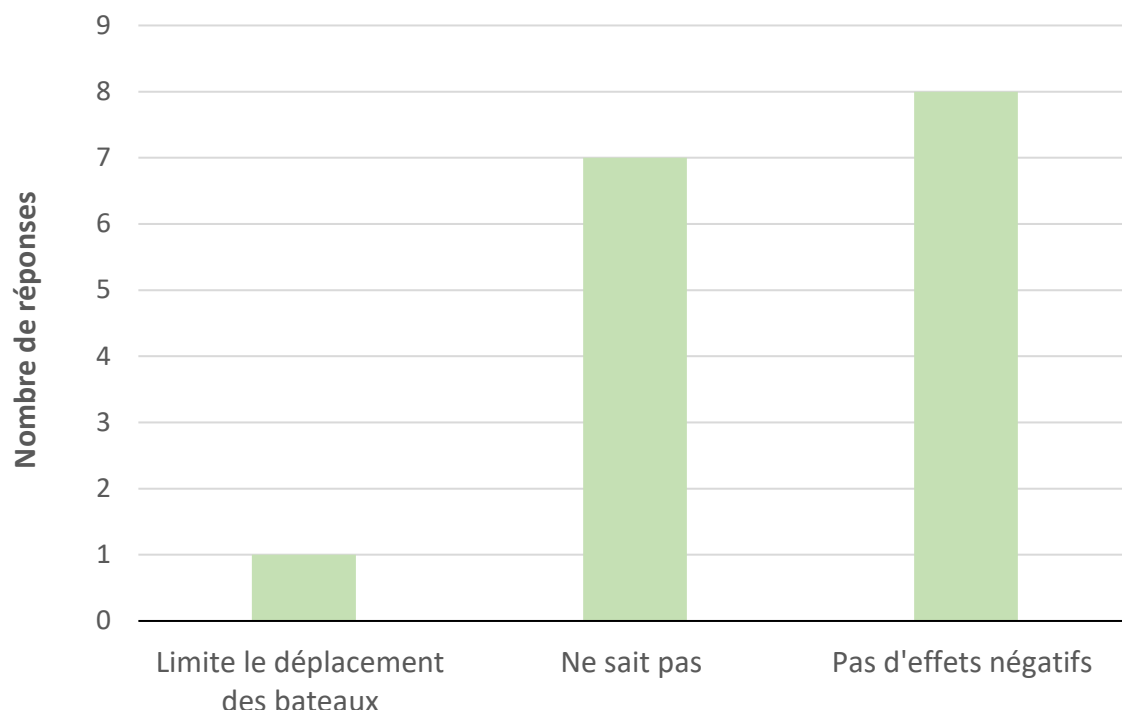


Figure 51 : Perception des effets négatifs du projet (N = 16)

→ Perceptions de la restauration des mangroves et de ses effets sur la résilience

Lorsqu'on demande aux enquêtés quels sont les principaux impacts du projet (Figure 52), la croissance des mangroves [O1] obtient une note moyenne, après la protection du littoral [O2], les sources alternatives de revenus [O4], la prévention de l'érosion des sols [O3], le renforcement de la résilience face aux catastrophes [O5], et même la rémunération des travailleurs pendant le projet. Il convient de noter que les catégories « protection des côtes » et « prévention de l'érosion des sols » peuvent néanmoins englober les perceptions des effets de la restauration de la mangrove. Notamment, lorsque les participants ont été interrogés sur les facteurs contribuant aux améliorations perçues en matière de sécurité (Figure 53), les mangroves ont été placées en deuxième position, immédiatement après la réduction de l'impact des vagues due aux brise-lames. Enfin, nous avons rencontré une famille qui a

choisi de déménager du front de mer vers une résidence située derrière les mangroves après un typhon ; cependant, cela reste une trajectoire individuelle.

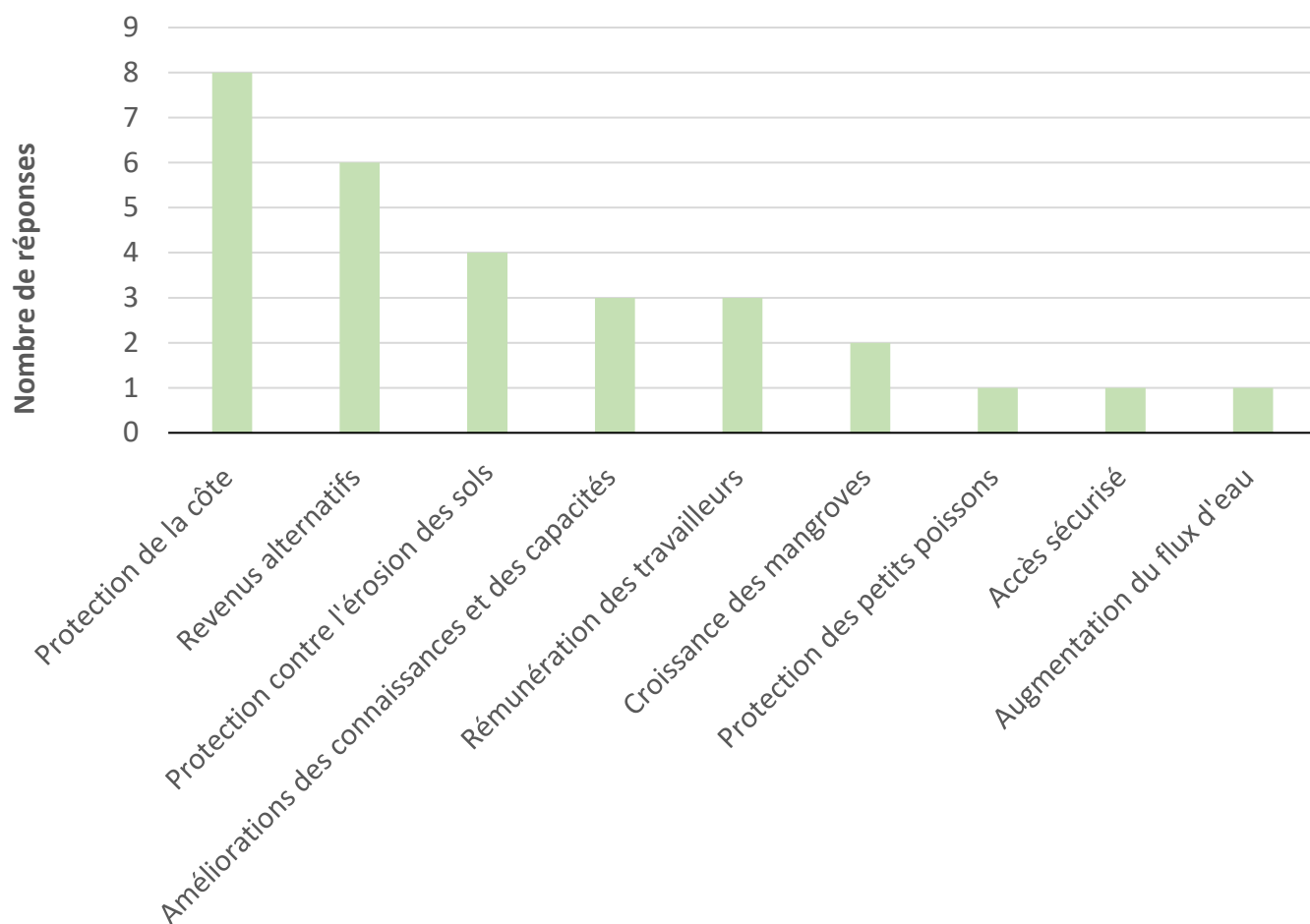


Figure 52 : Perception des principaux effets positifs du projet

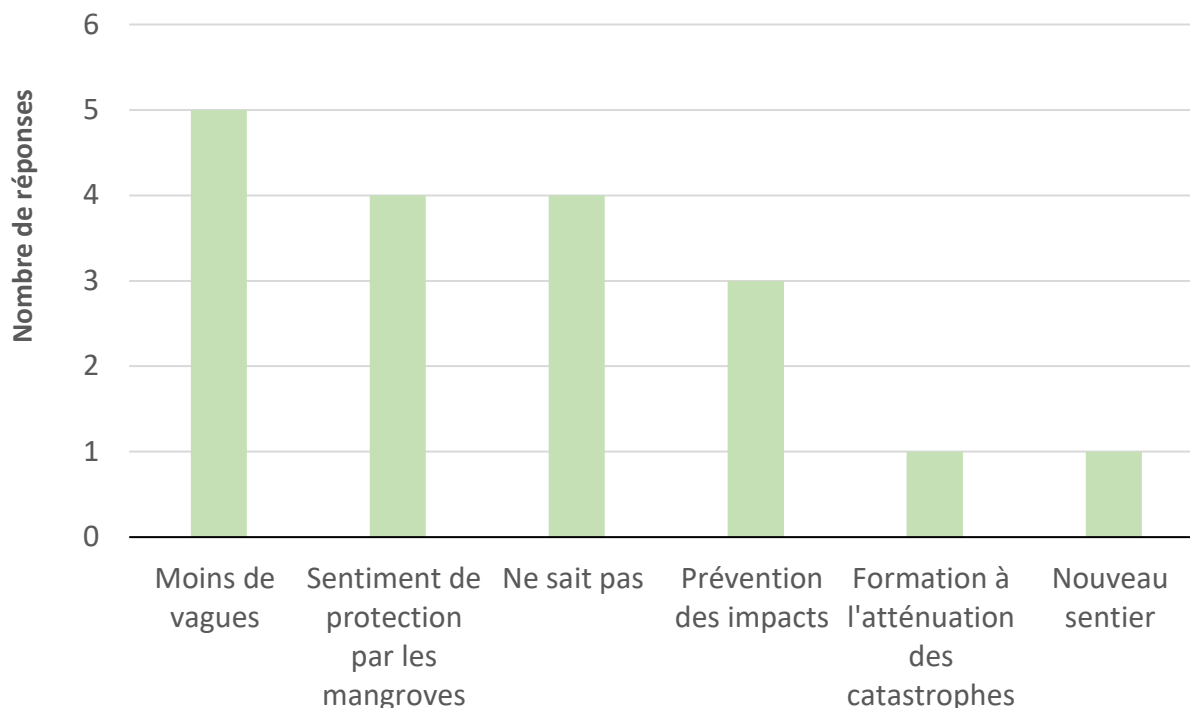


Figure 53 : Éléments attribués à l'amélioration perçue du thème de la mise en « sécurité ».

→ Durabilité du projet

Les observations sur le terrain soulèvent des inquiétudes quant à la durabilité de la restauration des mangroves. La replantation des palétuviers révèle un taux de mortalité global très élevé, avec une grande variabilité d'un site à l'autre en fonction de l'adéquation de la replantation à l'environnement. On peut donc s'attendre à ce qu'une proportion assez importante de la replantation ne soit pas viable. Cependant, l'enquête a permis de sonder les communautés locales sur l'avenir du projet, ses activités et ses effets (Figure 54). Après la réponse « je ne sais pas », la croissance des mangroves replantées a été la réponse la plus fréquente, ce qui montre un certain décalage entre nos projections du taux de survie et le discours public.

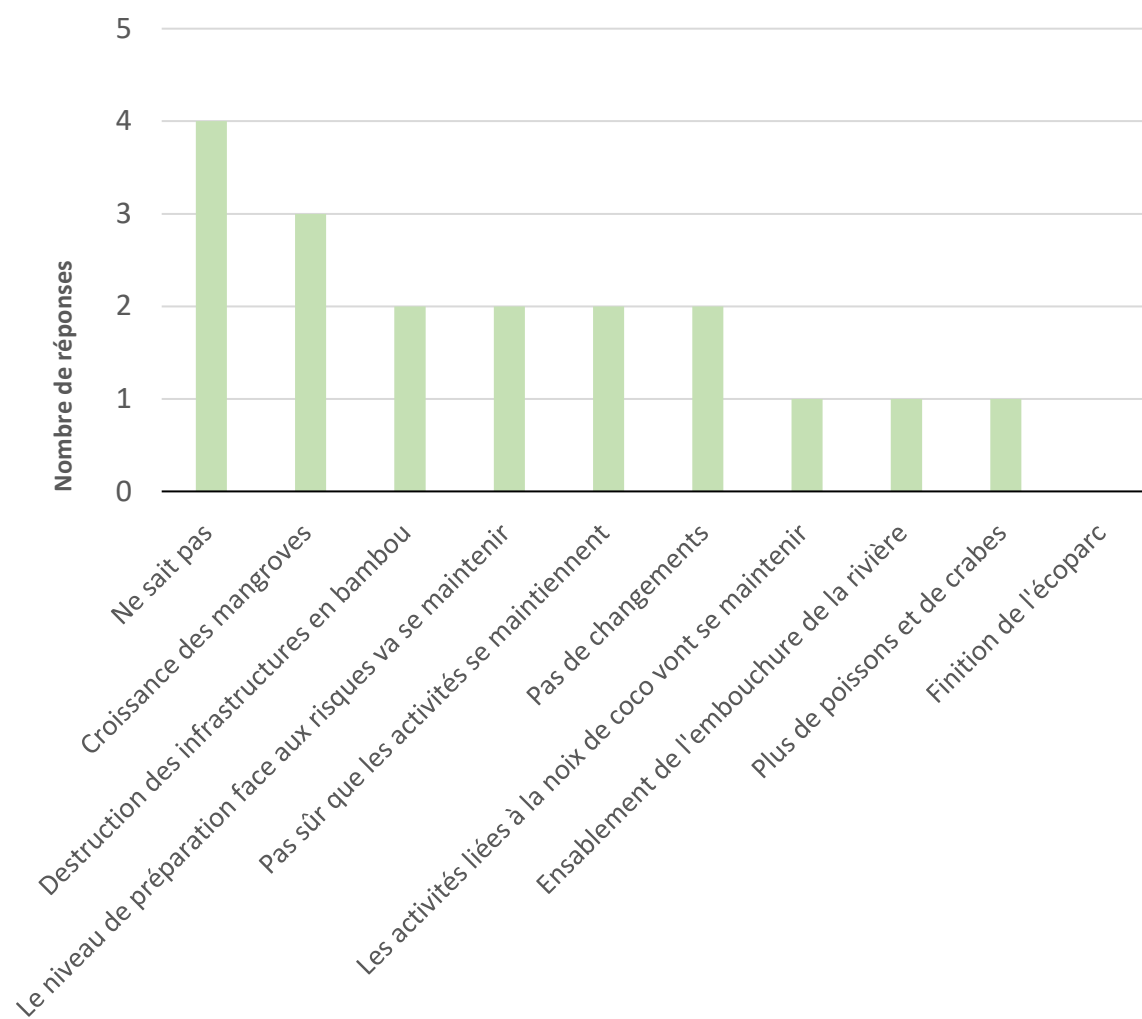


Figure 54 : Perceptions concernant l'avenir du projet et ses impacts.

Le projet avait initialement prévu que les activités alternatives financeraient la poursuite de la replantation, mais les enquêtes n'ont pas révélé d'intention concrète de poursuivre ces activités de soutien à la replantation là où elles avaient échoué. Enfin, les programmes d'activités alternatives eux-mêmes se sont, de toute manière, déjà partiellement effondrés (Tableau 16).

Tableau 16 : Statut des activités génératrices de revenus (AGR) alternatives en juin 2022

Sites	AGR alternatives	Statut en juin 2022
Bacjawan Norte	Élevage de poulets	Durable, et la filière est suffisamment robuste
Bagongon	Traitement de la noix de coco et préparation de l'huile de coco vierge	Ne fonctionne pas actuellement
Lo-Ong	Centre de transformation de calmars	Durable, et la filière est suffisamment robuste
Polopiña	Production de vêtements	Actuellement hors d'état de fonctionner
Tambaliza	Production agricole naturelle	Ne fonctionne pas actuellement
	Écoparc mangrove	Non viable économiquement

En 2022, seules deux de ces activités sont pleinement actives et semblent montrer que la stratégie commerciale était pertinente avec la mise en place d'une filière robuste. Il s'agit de l'élevage de poulets à Bacjawan Norte et du centre de transformation du calmar à Lo-Ong. Ces deux activités sont situées sur l'île principale. En revanche, les trois programmes mis en place sur les îles mineures se sont complètement effondrés ou ne fonctionnent que très peu, ce qui montre que la stratégie commerciale était trop optimiste.

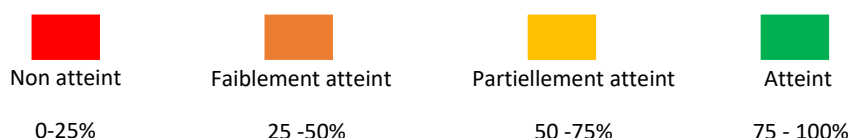
2.4. Discussion

2.4.1. Interprétation des résultats

Tout d'abord, afin de synthétiser nos résultats, le Tableau 17 présente le niveau de réalisation des objectifs initiaux du cadre SES à l'aide d'une échelle simplifiée réalisée à partir des résultats obtenus. Pour chaque objectif initial, nous discuterons des raisons potentielles de leur succès et/ou de leur échec et des recommandations qui peuvent en être tirées.

Tableau 17 : Niveau de réalisation des objectifs initiaux du projet.

Objectifs initiaux	Taux de réalisation
O1— Augmentation de la superficie des mangroves	
O2— Réduction des vagues et des effets des aléas climatiques	
O3— Augmentation de l'apport en sédiments	
O4— Renforcer l'économie locale en diversifiant les activités génératrices de revenus	
O5— Résilience accrue des communautés	



2.4.1.1. Augmentation de la superficie des mangroves (O1)

Globalement, les projets de replantation ont échoué. Plusieurs raisons peuvent l'expliquer. Tout d'abord, l'étude écologique préliminaire concernant les mangroves était faible, ce qui a conduit les responsables du projet à choisir des sites de replantation inappropriés. En effet, pour tous les sites, à l'exception de Tambaliza, les zones choisies ne sont pas d'anciennes zones de mangrove et ne présentaient pas de potentiel de régénération naturelle. Deuxièmement, entre le moment de la replantation et celui de l'évaluation, les jeunes palétuviers ont été partiellement détruits par les aléas climatiques. Le site de Tambaliza est une exception, avec un taux de survie plus élevé. Contrairement aux autres sites, le site de Tambaliza est une ancienne ferme aquacole qui présentait déjà des signes de régénération naturelle avant la restauration. Les actions de restauration semblent avoir facilité et accéléré ce processus naturel, bien qu'il ne soit pas possible d'en être certain.

En résumé, les deux principales raisons de ces échecs sont les mauvais choix des gestionnaires et les risques naturels. Il s'agit de raisons communes aux échecs des projets de restauration qui sont relevées par de nombreuses autres études (Elster, 2000 ; Hai et al., 2020 ; Primavera & Esteban, 2008).

2.4.1.2. Réduction des vagues et des effets des aléas climatiques (O2)

D'une part, les brise-lames mis en place semblent fonctionnels, mais ils agissent de manière très localisée. S'ils sont entretenus sur le long terme, ils peuvent en effet agir très localement sur les effets des aléas climatiques. D'autre part, cet objectif dépendait aussi des futures mangroves, qui auraient fonctionné comme une barrière naturelle contre les vagues. Étant donné que la restauration des mangroves a échoué, cet aspect a également échoué.

2.4.1.3. Augmentation de l'apport en sédiments (O3)

Bien que les pièges à sédiments en bambou aient été détruits, les brise-lames ont montré leur efficacité et ont permis de générer quelques dépôts de sédiments. La destruction progressive observée des pièges à sédiments en bambou conduit à deux recommandations pour ce type de projet : d'une part, la nécessité de prévoir des infrastructures solides en choisissant le meilleur matériau en fonction du contexte environnemental, tout en ne sélectionnant que des matériaux non polluants ; d'autre part, la planification de travaux d'entretien réguliers sur ces infrastructures afin de pérenniser leurs effets positifs.

2.4.1.4. Renforcer l'économie locale en diversifiant les activités génératrices de revenus (O4)

Sur les cinq programmes de revenus alternatifs, seuls deux sont économiquement viables à long terme ; les trois autres ne fonctionnaient plus au moment de l'évaluation. Ceux qui ont fonctionné ont permis d'augmenter considérablement les revenus des familles tout en préservant les mangroves. Les raisons invoquées pour expliquer les échecs sont, tout d'abord, une stratégie commerciale mal construite dès le départ, trop optimiste. De plus, parmi les programmes qui n'ont pas fonctionné, une différence

significative a été observée entre ce qui était initialement prévu et ce qui a été effectivement réalisé. Ceci met en évidence que le processus de délégation successive dans ce type de projet peut altérer la qualité du résultat final.

2.4.1.5. Résilience accrue des communautés (O5)

Ce résultat, le principal du projet, qui est une synergie de tous les résultats précédents, ne peut être évalué après si peu de temps. Ce n'est qu'à long terme que l'on pourra réellement évaluer les effets du projet par rapport à cet objectif. Après plusieurs événements climatiques majeurs, il sera possible de déterminer si le projet a eu un effet positif (De Dominicis et al., 2023).

2.4.2. Limites

2.4.2.1. Limitations dues au projet

→ Absence d'état initial

L'absence d'un état initial clairement défini constitue une contrainte dans l'évaluation des efforts de restauration du projet. Cette lacune dans la collecte de données préalables à l'intervention limite la capacité à réaliser une évaluation comparative avant et après la mise en œuvre des mesures de restauration. En l'absence de données de référence solides, il devient plus difficile d'attribuer avec certitude les changements observés directement aux actions de restauration entreprises.

Plus globalement, cette problématique n'est pas unique aux mangroves, mais s'étend également à d'autres écosystèmes, qu'ils soient aquatiques ou terrestres, comme l'indiquent Godet et al. (2023). La comparaison des conditions pré- et post-intervention est importante pour déterminer l'efficacité des mesures de restauration et pour guider les pratiques futures.

Cette constatation souligne la nécessité d'intégrer des mesures de collecte de données avant le démarrage des projets (cf chapitre 2).

→ Recul temporel pour l'évaluation post-projet

Neuf mois après la conclusion du projet, certains indicateurs peuvent déjà révéler des aspects infructueux de l'initiative, tels que la mortalité des propagules replantées ou la dégradation d'infrastructures de soutien. Ces premières observations sont importantes pour identifier les éléments qui nécessitent une attention immédiate. Cependant, à ce stade précoce, il est principalement possible de ne dégager que des tendances quant au succès potentiel de certaines mesures. Pour valider ces tendances, un suivi s'avère indispensable et devrait idéalement se poursuivre pendant cinq ans ou plus après la fin du projet. Par exemple, l'impact des aléas climatiques sur la réussite des mesures mises en place ne peut être pleinement appréhendé qu'au fil du temps, après avoir observé plusieurs événements climatiques significatifs. Malgré cette nécessité d'un suivi à long terme, une évaluation moins d'un an après la fin du projet reste fondamentale, tel que suggéré par Lewis III et al. (2019). Elle permet de formuler les premières recommandations et d'ajuster les stratégies pour améliorer l'efficacité des interventions futures.

2.4.2.2. Limites dues à l'utilisation de la télédétection

Deux principaux types d'images sont couramment utilisés dans la littérature pour le suivi des mangroves par télédétection : les images à haute résolution (telles que Landsat, Sentinel ou Spot), offrant une résolution moyenne de 10 à 30 mètres, et les images à très haute résolution (telles que WorldView, Quickbird ou IKONOS), caractérisées par une résolution bien plus fine, pouvant aller jusqu'à moins d'un mètre. Les images à très haute résolution sont privilégiées pour l'interprétation visuelle et la classification par délimitation à l'écran, tandis que les images à haute résolution sont généralement traitées à l'aide de techniques de classification basées sur les pixels (Alexandris et al., 2013). Les images à haute résolution sont fréquemment employées pour surveiller les écosystèmes à

une échelle régionale ou globale, mais elles sont souvent jugées trop grossières pour les observations locales détaillées (Cissell et al., 2018).

Toutefois, au-delà de la simple question d'échelle spatiale, l'adéquation d'une méthode par rapport à l'autre dépend principalement des objectifs de cartographie. Comme indiqué par Kuenzer et al. (2011), les images à haute résolution ne conviennent pas pour des observations locales destinées à différencier les espèces ou à visualiser chaque palétuvier individuellement. De même, Alexandris et al. (2013) ont signalé la difficulté de visualiser les palétuviers aux houppiers de moins de trois mètres de diamètre à l'aide de ces images. D'un autre côté, l'utilisation de ces images présente de nombreux avantages :

- La résolution temporelle permet une cartographie fréquente.
- Le suivi à long terme est facilité par la disponibilité des données de ces satellites sur plus de trois décennies.
- Les coûts sont inexistants pour les images Sentinel ou Landsat, qui sont entièrement gratuites alors que les images THR revendues par des opérateurs privés nous éloignent des principes FAIR.

En outre, Kuenzer et al. (2011) affirment que l'imagerie à haute résolution est le type de données le plus utile pour évaluer le succès de la restauration. Malgré ces avantages, il est crucial de considérer les limites de ce type de données, qui ne se limitent pas à la précision restreinte des images, mais incluent également le niveau d'expertise nécessaire pour l'analyse et l'interprétation des données, la dépendance aux conditions météorologiques et la nécessité de logiciels spécifiques.

Dans le cadre de cette étude, pour surmonter la limite due à la précision limitée des images, le travail de cartographie a été complété par des observations de terrain afin d'évaluer la précision des résultats

et de détecter les détails inaccessibles par l'imagerie satellite, tels que la présence et l'abondance des très jeunes palétuviers. De même, une nomenclature simplifiée a été adoptée afin de réduire la probabilité d'erreurs lors de la classification. Enfin, la mise en œuvre d'une classification emboîtée a permis de minimiser autant que possible les erreurs de classification, une approche souvent négligée dans ce type d'étude.

Cependant, les gestionnaires doivent considérer que pour adopter l'approche proposée, un logiciel de télédétection comme Terrset© devra être acquis. De la même façon, une formation à l'utilisation du logiciel et à la reconnaissance des signatures optiques des mangroves devra être réalisée.

En résumé, dans le contexte spécifique de ce travail, le choix d'utiliser les images Sentinel se justifie par les objectifs simples de cartographie, la validation sur le terrain, l'accessibilité et la gratuité des données (Andrieu et al., 2020; Upadhyay et al., 2015).

3. CONCLUSION DU CHAPITRE 3

Les principales conclusions obtenues du projet aux Philippines sont les suivantes : L'une des critiques majeures de cette étude réside dans l'absence d'une évaluation de l'état initial des mangroves avant la mise en œuvre des mesures de restauration. En effet, le rapport préalable à la mise en œuvre des actions de restauration s'est principalement focalisé sur une seule facette de la fonctionnalité des mangroves : leur rôle de protection face aux aléas climatiques, et seulement dans le but de justifier du choix des sites de restauration. Cette approche a négligé d'aborder des questions fondamentales telles que la présence originelle (antérieure au projet) de mangroves sur les sites choisis, leur quantité, l'état de ces mangroves avant le début du projet, ainsi que les causes de leur dégradation. Il est également crucial de déterminer si des facteurs anthropiques ou naturels de pressions continuent d'affecter négativement ou positivement les mangroves à l'heure actuelle.

De plus, cette lacune a indéniablement entravé le succès global du projet. En effet, en l'absence d'une compréhension complète des conditions préexistantes, les stratégies de restauration ne peuvent être pleinement adaptées aux spécificités écologiques et aux besoins des sites concernés. Cette situation limite la capacité à formuler des interventions ciblées et pertinentes, réduisant l'efficacité des efforts de restauration.

En outre, le choix du site de restauration revêt également une grande importance, comme le suggèrent plusieurs études (Chowdhury et al., 2023 ; Ellison, 2000 ; Flores-Verdugo et al., 2007 ; Flores-Verdugo & Agraz-Hernández, 2006 ; Hernández, 1999), indiquant que les anciennes zones de mangrove, dégradées par les activités humaines ou des causes naturelles, présentent les taux de réussite les plus élevés (comme à Tambaliza) et sont donc à privilégier pour la restauration (cf. chapitre 2). Pour garantir le bon déroulement des actions planifiées conformément à la définition initiale, le rôle de chaque acteur doit être strictement identifié. De plus les processus de délégation doivent être

abordés avec précaution afin que les actions soient mises en œuvre correctement (cf. chapitre 2). Il est crucial de réfléchir attentivement à la durabilité des matériaux utilisés dans la construction d'infrastructures de soutien ou d'atténuation (digue, brise-lame, etc.) afin d'éviter leur destruction prématurée. Il est également essentiel de définir clairement l'entretien des infrastructures dès le début du projet, car ces processus exigent des ressources humaines, techniques et financières considérables. Les travaux de replantation ont des taux d'échec très élevés ; en revanche, les travaux de réhabilitation du milieu montrent des résultats prometteurs, bien que les effets doivent être observés sur un plus long terme. Enfin, l'implication des communautés locales est indispensable pour assurer le bon déroulement de la mise en œuvre des mesures de restauration, et ce processus doit être au cœur des préoccupations des porteurs de projet à chaque étape. En résumé, ce projet se distingue en tant qu'exemple de restauration systémique, mettant en avant une gestion intégrée des zones côtières avec une participation active des communautés locales. En revanche, les résultats obtenus sont mitigés. Certaines recommandations issues de l'état de l'art ont été prises en compte, incluant l'intégration des aspects socio-économiques, la co-gestion et la réhabilitation des conditions hydrosédimentaires (conforme aux approches EMR et CEMBR). Néanmoins, notre analyse a révélé de nouveaux défis nécessitant des recommandations complémentaires.

Le faible taux de survie des propagules est attribué à un choix des sites inapproprié, lui-même expliqué par l'absence d'un diagnostic initial robuste, mettant en lumière l'importance cruciale de cette évaluation préalable. Bien que les résultats de la réhabilitation des conditions hydrologiques et sédimentaires soient encourageants, un suivi à plus long terme est indispensable pour évaluer pleinement l'impact des actions entreprises. En ce qui concerne l'implication des communautés locales, la multiplicité des acteurs et des intermédiaires a conduit à des choix économiques défavorables, confirmant l'importance du processus de délégation de la gouvernance afin de mettre en œuvre efficacement le plan de restauration défini en amont.

Les retours d'expérience complets et scientifiquement analysés sont d'une grande valeur, mais ils sont aussi extrêmement rares. C'est uniquement grâce à cette approche que les pratiques peuvent être améliorées. Notre travail, combinant une revue de la littérature et une étude de cas, a permis de cibler efficacement les lacunes dans la phase de mise en œuvre des actions de restauration, tout en proposant des recommandations concrètes pour y remédier. L'association des études de cas aux recommandations générales est essentielle pour replacer les résultats du projet dans un contexte plus vaste, permettant ainsi de comprendre ses points forts et faibles, mais également de tester les hypothèses émises par les scientifiques par le biais de cas concrets.

Enfin, l'évaluation du projet aux Philippines constituant la base de notre analyse a été réalisée dans le cadre d'un projet pilote par une équipe de recherche constituée d'experts du milieu afin de répondre à des objectifs de recherche précis, comme nous l'avons vu précédemment, cela est rarement le cas dans les projets de restauration (cf. chapitre 2) principalement pilotés par des gestionnaires. Les gestionnaires travaillent généralement sur plusieurs écosystèmes et plusieurs problématiques, entraînant un manque d'expertise spécifique. De plus, ils ont des contraintes budgétaires et temporelles importantes et imposées. Ainsi, il est nécessaire de développer des outils spécifiquement créés pour leurs besoins en termes de suivi des projets.

Pour faciliter ces retours d'expérience, même lorsqu'ils sont effectués par des gestionnaires, notre attention se tourne désormais, dans le prochain chapitre, vers les méthodes de suivi des projets. Cet aspect revêt une importance capitale pour accéder à des retours d'expériences précieux afin de continuer à perfectionner les pratiques.

CHAPITRE 4 : SUIVI-EVALUATION DES PROJETS DE RESTAURATION DES MANGROVES

Dans ce chapitre, nous nous intéresserons à la maintenance et l'évaluation des projets de restauration regroupée sous le terme du suivi-évaluation des projets. Notre attention se portera sur les différentes méthodes de maintenance et d'évaluation employées dans les projets de notre base de données. Nous identifierons les avantages et inconvénients de ces méthodes. Enfin, nous présenterons une approche d'évaluation accessible aux gestionnaires, basée sur l'utilisation de la télédétection à haute résolution répondant efficacement aux besoins des porteurs de projet.

1. ÉTAT DE L'ART

1.1. Les méthodes de maintenance des sites restaurés

La maintenance des projets de restauration des mangroves peut inclure les activités suivantes (Alongi, 2002 ; Lewis, 2005 ; Primavera, 1998) :

- (1) **Surveillance régulière des palétuviers** : Cela implique d'effectuer des visites périodiques sur le site restauré pour évaluer l'état des palétuviers, surveiller leurs croissances, la diversité des espèces ou la régénération naturelle. La surveillance permet de détecter les problèmes potentiels tels que les maladies ou les dommages causés par les événements climatiques extrêmes.
- (2) **Entretien des structures** : Si des structures de soutien ont été utilisées lors de la restauration (par exemple, des brise-lames ou des digues), il peut être nécessaire de les entretenir pour

assurer leur bon fonctionnement et leur durabilité. Cela peut impliquer des réparations, des remplacements ou des ajustements en fonction des besoins.

- (3) **Gestion de l'eau et de la salinité** : La maintenance peut impliquer la gestion des flux d'eau, y compris le drainage et l'irrigation, pour maintenir des conditions hydrologiques adéquates pour les mangroves.
- (4) **Poursuite de la cohésion des communautés locales avec le projet de restauration** : La maintenance des projets de restauration des mangroves peut également inclure des activités de sensibilisation pour impliquer les communautés locales. Cela peut favoriser la prise de conscience de l'importance des mangroves, et faciliter leur soutien continu au projet de restauration.
- (5) **La modification du statut réglementaire des zones restaurées** : Les actions de restauration peuvent inclure la mise en place ou la redéfinition d'aires protégées avec l'accord des communautés locales et en respect de leurs usages traditionnels. Des actions de surveillance afin de s'assurer que les nouvelles mesures réglementaires sont respectées peuvent être nécessaires.

1.2. Les méthodes d'évaluation des projets

L'évaluation d'un projet de restauration peut inclure différents aspects, tels que :

- (1) **Évaluation des résultats écologiques** : Cela implique de mesurer les changements dans la structure, les fonctions et la composition de l'écosystème restauré. On peut évaluer des paramètres tels que la couverture végétale, le recrutement naturel ou la richesse spécifique.
- (2) **Évaluation des paramètres physiques et chimiques** : Il s'agit de surveiller les paramètres environnementaux tels que la qualité de l'eau, la composition du sol, les conditions

hydrologiques afin de comprendre comment ces facteurs influencent la réussite de la restauration.

- (3) **Évaluation des aspects socio-économiques** : Cela inclut l'analyse des impacts sociaux, économiques et culturels du projet de restauration, tel que les bénéfices pour les communautés locales ou les emplois créés.
- (4) **Estimation de la durabilité** : Il est essentiel d'estimer si les résultats de la restauration sont durables à long terme. Cet exercice complexe implique, entre autres, de prendre en compte la résilience de l'écosystème restauré face aux perturbations, les mesures de gestion mises en place, la capacité d'adaptation aux changements futurs.

Afin d'évaluer tous ces aspects, plusieurs méthodes peuvent être déployées. On peut noter deux grandes catégories : les méthodes d'évaluation par télédétection et les méthodes d'évaluation sur le terrain.

1.2.1. Les méthodes d'évaluation par télédétection

Il existe différentes méthodes d'évaluation par télédétection permettant d'accéder à de nombreuses informations :

- **Cartographie de la couverture végétale** : La télédétection à haute résolution permet de cartographier la couverture végétale des mangroves à partir d'images satellites. En comparant les images avant et après les projets de restauration, il est possible de déterminer l'efficacité des efforts déployés (Alexandris et al., 2013).
- **Suivi de la densité et de la santé des mangroves** : Des indices végétaux, relevés grâce aux images satellites telles que l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI), peuvent être calculés à partir des images pour évaluer la vitalité des mangroves restaurées (Alatorre et

al., 2016 ; Ruan et al., 2022 ; Shimu et al., 2019 ; Valderrama-Landeros et al., 2018). Le LiDAR permet d'accéder à la structure 3D des forêts de mangroves, ce qui permet d'obtenir des informations telles que la densité de palétuviers, la circonférence des troncs ou des branches, la hauteur des palétuviers ou encore la biomasse présente au-dessus du sol (Niwa et al., 2023 ; Salum et al., 2020 ; Wannasiri et al., 2013 ; Yin & Wang, 2019).

- **Surveillance des changements environnementaux** : L'imagerie spatiale peut aider à surveiller les changements environnementaux qui pourraient affecter les mangroves restaurées, telles que l'érosion côtière, les variations du niveau de la mer, les modifications hydrologiques dues à l'installation de barrages ou de digues (Metternicht & Zinck, 2003 ; Vrieling, 2006).

Enfin, le Tableau 18 synthétise les avantages et les inconvénients de l'utilisation des méthodes d'évaluation par télédétection des projets de restauration des mangroves.

Tableau 18 : Avantages et inconvénients des méthodes d'évaluation par télédétection.

Avantages des méthodes d'évaluation par télédétection	Inconvénients des méthodes d'évaluation par télédétection
Large Couverture spatiale : Les images satellitaires permettent de couvrir de vastes étendues de mangroves en une seule acquisition, ce qui est particulièrement utile pour suivre l'évolution sur une grande zone. Fréquence de Répétition : Les satellites peuvent fournir des images à intervalles réguliers, permettant de suivre les changements temporels sur plusieurs années. Non Intrusif : L'imagerie spatiale permet de surveiller les mangroves sans perturber les écosystèmes, contrairement aux méthodes sur le terrain qui pourraient causer des perturbations. Faible coût financier : Les méthodes d'évaluation spatiale s'utilisent à distance, épargnant ainsi les	Résolution Spatiale Limitée : La résolution spatiale de certaines images satellitaires peut limiter la capacité à distinguer des détails et à suivre des zones de mangrove restreintes. Interférences Atmosphériques : Les conditions atmosphériques (nuages, brouillard, etc.) peuvent perturber la qualité des images et affecter la précision des analyses. Coût financier : L'accès à des images satellites à très haute définition peut être coûteux. Vision aérienne : Les images satellites ne permettent pas l'accès à certaines caractéristiques écologiques et sociales du milieu.

coûts de déplacement sur site. De plus, selon les images et les logiciels utilisés, les coûts de traitement peuvent être très faibles.	Expertise : nécessitent une expertise particulière pas toujours disponible
--	---

1.2.2. Les méthodes d'évaluation sur le terrain

Les méthodes d'évaluation sur le terrain permettent d'accéder à de nombreuses et diverses informations :

- **Évaluation de la couverture végétale** : Ces études consistent à évaluer la survie, la croissance, la densité ou la diversité des palétuviers qu'ils soient replantés ou non (dans les cas de recrutement naturel) (Kodikara et al., 2017). Cela peut être fait grâce à des transects et/ou de placettes couvrant un échantillon spatial représentatif.
- **Conditions hydrologiques** : Le suivi des niveaux d'eau dans les zones de mangrove peut aider à évaluer si les conditions hydrologiques sont favorables à la croissance des palétuviers (Van Loon et al., 2016).
- **Évaluation de la biodiversité associée aux palétuviers** : Les évaluations de la biodiversité incluent le recensement des espèces d'oiseaux, de poissons, de crustacés et d'autres organismes associés aux mangroves (Andradi-Brown et al., 2013). Cette évaluation peut également être réalisée ou couplée avec des analyses d'ADN environnemental (Herder et al., 2014).
- **Analyse des sols** : L'analyse des propriétés des sols, comme la salinité, le pH, la texture et la composition, peut aider à évaluer la pertinence des conditions pour la croissance des mangroves (Pacyao & Llamag, 2018).

- Évaluation socio-économique : Cela peut inclure des enquêtes sur les moyens de subsistance, les activités génératrices de revenus, l'engagement communautaire ou la perception des communautés sur le projet (de Rezende et al., 2015 ; Suprpto et al., 2015).

Enfin le Tableau 19 synthétise les avantages et les inconvénients de l'utilisation des méthodes d'évaluation sur le terrain des projets de restauration des mangroves.

Tableau 19 : Avantages et inconvénients des méthodes d'évaluation sur le terrain.

Avantages des méthodes d'évaluation sur le terrain	Inconvénients des méthodes d'évaluation sur le terrain
Observations détaillées : Possibilités de relever de nombreux paramètres qualitatifs et quantitatifs dont le relevé ne peut que s'effectuer sur le terrain. Collecte d'échantillons : La présence sur le terrain peut, dans certains cas, permettre de relever des échantillons afin de les analyser a posteriori (sédiment, animaux, végétaux, etc.). Validation des Données : Les méthodes sur le terrain permettent de valider les données collectées à partir d'autres sources, comme les images satellitaires, en comparant les résultats obtenus directement sur le terrain. Aspect socio-économique : La présence sur site permet d'analyser avec précisions le contexte socio-économique, d'interagir avec les communautés locales et de réaliser des enquêtes.	Coût et Temps : Les méthodes sur le terrain peuvent être coûteuses en termes de temps, de main-d'œuvre et de ressources financières, en particulier pour des zones étendues. Limitations d'Échantillonnage : Les données collectées sur le terrain peuvent ne pas être représentatives de l'ensemble de l'écosystème en raison de contraintes d'échantillonnage. Subjectivité : Les résultats des évaluations sur le terrain peuvent être influencés par le biais de l'observateur, introduisant une part de subjectivité dans les données. Logistique : La mise en œuvre de méthodes sur le terrain nécessite une logistique complexe, y compris le transport, l'hébergement et la planification. Mesures Invasives : Certaines méthodes sur le terrain, comme la collecte d'échantillons de sol ou de végétation, peuvent perturber l'écosystème. Limitation dans l'Espace : Les méthodes sur le terrain sont limitées à des échelles spatiales restreintes, ce qui peut rendre difficile la compréhension des schémas à grande échelle.

En conclusion, il existe de nombreuses méthodes d'évaluation des projets de restauration des mangroves. La sélection de ces méthodes doit être principalement modulée par les objectifs de restauration initiaux afin d'évaluer si ces objectifs ont été atteints. Dans une optique de maximiser les avantages des différentes méthodes et de limiter leurs inconvénients, une approche combinant méthode d'évaluation spatiale et méthode d'évaluation sur le terrain semble être la plus pertinente.

1.3. Le manque d'évaluation dans les projets de restauration

Les guides récents sur la restauration des mangroves s'accordent à dire que les phases de suivi des projets sont tout aussi importantes que la phase de réalisation. (Dupouy, 2019 ; Kairo et al., 2020 ; Marchand, 2008 ; Pole-Relais Zones Humides Tropicales, 2018). La *Society for Ecological Restoration* (SER) plaide depuis longtemps en faveur de l'évaluation de manière précise des projets de restauration, afin de tirer les leçons des échecs et des réussites des projets (Lovelock et al., 2022).

Cependant, ces recommandations sont peu adoptées et le suivi des projets de restauration est considéré insuffisant (Lovelock et al., 2022). L'analyse des données de suivi issu de notre base de données confirme ce phénomène. Sur les 198 sites de restauration analysés, 55 % d'entre eux ne font pas référence à des travaux de suivi.

L'un des motifs expliquant ce manque de suivi est le suivant : les habitats de mangrove sont souvent temporairement inondés et situés dans des zones difficilement accessibles, rendant ainsi les méthodes d'observation traditionnelles sur le terrain chronophages et coûteuses. Elles nécessitent ainsi des ressources humaines et techniques importantes (Kuenzer et al., 2011). Malheureusement, ces besoins sont fréquemment sous-estimés en amont du projet, ce qui rend impossible leur mise en œuvre lorsque le moment opportun se présente.

Plus récemment, le nombre de rapports d'évaluation de projets augmente grâce à l'adoption de l'approche EMR et/ou d'autres normes internationales (Lovelock et al., 2022). En outre, le volume de données pertinentes pour suivre les mangroves à plusieurs échelles croît avec le développement de nouvelles techniques, notamment le suivi des changements par télédétection (Murray et al., 2022) et les approches de surveillance par la participation citoyenne (Tulloch et al., 2013). Mais ces nouvelles techniques restent minoritaires, sur les 198 sites de restauration de la base de données, seulement 5 % des projets qui ont effectué un suivi ont utilisé des méthodes de télédétection en complément des évaluations de terrain. Il n'existe en effet, pas de protocole de suivi des projets de restauration des mangroves par télédétection accessibles aux gestionnaires, ce qui n'encourage pas les porteurs de projet à réaliser ce type de suivi.

Enfin, en ce qui concerne le suivi des projets de restauration, Primavera et Esteban (2008) recommandent un suivi à trois et six mois dans le cas des projets de replantation afin d'évaluer le taux de survie des propagules. Pour tous les projets de restauration, Hai et al. (2020) recommandent un suivi à trois et cinq ans, car, pour la plupart des mangroves, la reproduction commence durant cette période. Un suivi au-delà de cinq ans, comme dans l'étude de Walton et al. (2006) est également recommandé, car il permet d'évaluer les effets à plus grande échelle des actions de restauration, y compris les effets sur l'écosystème ainsi que les effets économiques et sociaux.

1.4. Synthèse

En conclusion de cette section, nous avons examiné les méthodes de maintenance et d'évaluation des projets de restauration des mangroves, mettant en lumière les approches à la fois par télédétection et sur le terrain, ainsi que leurs avantages et inconvénients respectifs. Il est devenu clair que, malgré l'abondance de ces méthodes, l'évaluation des projets de restauration est souvent négligée. Cela est principalement dû à un manque de planification du suivi, un manque de ressources humaines et

techniques ou de méthodes et approches standardisés techniquement et financièrement accessibles. Un constat alarmant se dégage : l'insuffisance d'évaluations limite notre capacité à mesurer l'impact réel de ces projets sur les systèmes socio-écologiques. Dans ce contexte, il est impératif de répondre à ce défi en développant des outils d'évaluation accessibles aux porteurs de projets, simplifiant ainsi le processus tout en garantissant la précision des résultats. C'est dans cet esprit que la prochaine section du travail de recherche introduit un protocole d'évaluation par télédétection. En intégrant la puissance de la télédétection avec la simplicité d'utilisation, ce protocole vise, en complément à d'autres mesures, à encourager un suivi rigoureux des projets de restauration, garantissant ainsi que chaque effort entrepris pour restaurer les mangroves soit mesuré, évalué et optimisé de manière proactive.

2. ÉVALUATION DES PROJETS DE RESTAURATION DES MANGROVES À L'AIDE DE LA TÉLÉDÉTECTION À HAUTE RÉOLUTION : UN CAS D'ÉTUDE AU BÉNIN, SÉNÉGAL, COSTA RICA ET AUX PHILIPPINES

2.1. Introduction et problématique

Comme explicité dans l'état de l'art ci-dessus, il existe des lacunes importantes en termes d'évaluation des projets de restauration, ce qui empêche un retour scientifique efficace et de tirer des leçons des projets qui ont échoué ou qui ont réussi.

Pour répondre à ce besoin, une étude a été réalisée afin de cartographier les changements de la couverture des mangroves sur six sites de restauration situés au Sénégal, au Bénin, au Costa Rica et aux Philippines, en utilisant la télédétection à haute résolution spécifiquement dédiée à la surveillance des projets de restauration des mangroves. La télédétection est largement utilisée pour surveiller la

couverture des mangroves (Kuenzer et al., 2011), pour suivre les dégradations anthropiques (Yagoub & Kolan, 2006), pour évaluer la productivité et la biomasse (Hu et al., 2020) ou pour évaluer la qualité de l'eau (Lotfinasabasl et al., 2018), mais il est surprenant de constater que la télédétection est peu utilisée pour surveiller les projets de restauration des mangroves. Cependant, les consultants, les experts et les scientifiques peuvent utiliser la télédétection avec une faible « barrière de connaissances », ce qui facilite la diffusion des résultats et des discussions. Les principales questions soulevées dans cette étude sont les suivantes :

- **Dans quelle mesure la télédétection à haute résolution peut-elle contribuer de manière précise et accessible à l'évaluation des performances des projets de restauration des mangroves dans ces régions ?**
- **Quelles approches de restauration des mangroves se sont avérées les plus efficaces pour augmenter leur superficie dans des sites situés au Sénégal, au Bénin, au Costa Rica et aux Philippines ?**

Pour cette étude, des images Landsat 5, Landsat 8 et Sentinel-2 ont été analysées, toutes gratuites et libres de droits, afin d'assurer la répliquabilité, par tous, de la méthode. Deux analyses croisées ont été réalisées : une analyse pré-restauration (couvrant les 29 dernières années) et une analyse post-restauration. D'autres études n'effectuent généralement pas ce type d'analyse croisée et se concentrent uniquement sur le suivi post-restauration (Alexandris et al., 2013), ici également mené. Il est important de noter que l'objectif principal de l'analyse pré-restauration dans cette étude n'est pas de servir de comparatif direct avec les résultats post-restauration, mais plutôt de contribuer à la reconstitution historique de la dynamique des mangroves avant les initiatives de restauration, en complément d'une analyse de la bibliographie disponible. Cette approche historique enrichit notre

compréhension de l'évolution à long terme des écosystèmes de mangroves, permettant ainsi d'ancrer les effets observés de la restauration dans une perspective temporelle étendue.

2.2. Matériel et méthode

2.2.1. Sites étudiés

Nous avons analysé des images satellitaires couvrant six sites de restauration de mangroves. Trois sont situés en Afrique de l'Ouest, respectivement au Sénégal (embouchure du fleuve Sénégal et Delta du Saloum) et au Bénin (embouchure du fleuve Mono), deux au Costa Rica (Chomes et Cuajiniquil) et un aux Philippines (Tambaliza). Tous ces sites ont été restaurés par des projets gérés et co-financés par « l'Initiative Mangroves », initiative du FFEM. Les informations générales de ces projets sont résumées dans le Tableau 20. Les actions de restauration menées sur chacun de ces sites sont résumées dans le Tableau 21.

Tableau 20 : Informations sur les projets de restauration (WACA : West Africa Coastal Areas Management Program).

Projets	Costa Rica & Bénin	WACA	Philippines
Financement total	6,6 M€	10 M€	4.5 M€
Maître d'œuvre des travaux de restauration	ONG Corde + Institut Epomex	Centre de Suivi Écologique (CSE)	Conservation International (CI)
Début du projet	04/2017	11/2018	01/2015
Fin du projet	04/2021	12/2022	01/2021
Sites	Cuajiniquil ; Chomes ; Embouchure du fleuve Mono	Saloum Delta ; Embouchure du fleuve Sénégal	Tambaliza

Tableau 21 : Actions de restauration entreprises pour chaque site.

Sites	Replantation de palétuviers	Brise-lames	Replantation de végétaux pour le maintien des sédiments	Réhabilitation des connexions hydrologiques
Bénin : Embouchure du fleuve mono	X			X
Sénégal : Delta du Saloum		X	X	
Sénégal : Embouchure du fleuve Sénégal	X		X	
Costa Rica : Cuajiniquil	X			X
Costa Rica : Chomes	Site abandonné pendant le projet, aucune action de restauration			
Philippines : Tambaliza	X			X

Il convient de souligner que parmi l'ensemble des sites examinés, seules trois localités ont présenté de manière explicite les raisons de la dégradation des mangroves du site dans leurs rapports respectifs. Chomes et Tambaliza sont d'anciens bassins d'aquaculture abandonnés, tandis que Cuajiniquil est une ancienne saline abandonnée.

2.2.2. Images satellites

L'objectif premier étant de cartographier et chiffrer l'augmentation (éventuelle) des surfaces de mangroves directement associées au projet, il est logique de rechercher des images récentes et à haute résolution. En effet les projets sont récents et concernent généralement de petites superficies. Au nom des principes FAIR, nous écartons la possibilité d'un développement d'une méthode qui s'appuie sur l'achat d'images à très haute résolution. Trois choix s'offrent à nous : une analyse visuelle de Google Earth, et deux images satellitaires : LANDSAT et SENTINEL-II. Au premier abord, SENTINEL-II semble donc à favoriser pour sa résolution plus fine.

Néanmoins, nous proposons deux indicateurs secondaires permettant de mieux interpréter les résultats à échelle spatiale du site et à échelle temporelle du projet par un double changement d'échelle. Il s'agit d'une part d'examiner au même pas de temps une zone plus vaste pour interpréter les résultats du site par rapport aux résultats régionaux de la même période. D'autre part, il s'agit d'interpréter les tendances à l'échelle temporelle du projet par rapport aux tendances plus longues. Pour ce double changement d'échelle, en particulier pour le changement d'échelle temporel, LANDSAT devient alors le seul choix possible.

Notre recherche sur des pays tropicaux, peu équipés en bases de données géographiques nationales et aux météorologies souvent nuageuses se situent dans le cadre des recherches pauvres en données et les choix de données sont contraints par l'existence même des données et la qualité des données existantes. Ainsi, nous n'avons pas trouvé une couverture des cinq sites aux trois dates par le même programme satellite. En outre les sites sont de taille variable et un choix de résolution différent pour des sites petits et moyens se justifie. Pour toutes ces raisons, des satellites différents ont été choisis pour l'étude des différents sites avec, d'abord une priorité mise sur l'échelle spatio-temporelle du projet et dès que possible, une mise en contexte à d'autres échelles. Ainsi, les images des satellites Landsat Thematic Mapper (TM) ont été utilisées pour évaluer les sites africains. Ces images ont une résolution de 30m x 30m et sont disponibles depuis les années 1980. Étant donné la très petite taille des sites du Costa Rica et des Philippines, des images Sentinel-2 ont été choisies. Ces images ont une résolution plus élevée (10m x 10m) après une fusion panchromatique, mais ne sont disponibles qu'à partir de 2015. L'analyse des 29 ans avant restauration n'a donc pas été réalisée sur les sites du Costa Rica et des Philippines. Ainsi, pour ces derniers sites, un compromis a été fait : privilégier la qualité de l'image pour une analyse plus précise des mangroves, au détriment d'une longue série temporelle. Afin de contextualiser les conditions antérieures à la restauration pour ces sites, nous avons donc dépendu d'autres sources d'informations, comme la littérature scientifique existante et les documents du FFEM,

qui fournissent un aperçu historique et des données de référence sur ces écosystèmes avant les efforts de restauration.

Les caractéristiques techniques des images satellites sont présentées dans le Tableau 22.

Tableau 22 : Caractéristiques des images satellites des sites de restauration.

Sites	Localisation	Satellite	Résolution	Date
Costa Rica, Chomes	10°02'14,99" N 84°54'24,38" O	Sentinel 2	10mx10m	27/03/2016 04/03/2021
Costa Rica, Cuajiniquil	10°55'15,12" N 85°42'56,14" O	Sentinel 2	10mx10m	18/02/2016 23/03/2021
Tambaliza, Philippines	11°16'51,48" N 123°10'43,92" E	Sentinel 2	10mx10m	03/08/2016 30/03/2022
Embouchure du fleuve Sénégal, Sénégal	15°55'35,53" N 16°29'07,71" O	Landsat	30mx30m	10/03/1988 04/03/2017 20/03/2021
Delta du Saloum, Sénégal	13°54'11,05" N 16°43'45,76" O	Landsat	30mx30m	10/03/1988 19/03/2017 20/03/2021
Embouchure du fleuve Mono, Bénin	6°17'46,16" N 1°55'45,13" E	Landsat	30mx30m	12/02/1988 04/03/2016 27/02/2021

2.2.3. Analyse par télédétection

Tous les traitements d'images ont été effectués à l'aide du logiciel TerrSet®.

2.2.3.1. Classification du sol

Nous avons appliqué la nomenclature la plus simple pour un suivi de mangrove : (1) eau (eaux côtières, rivières et chenaux de marée) ; (2) mangroves (forêts de mangroves) ; (3) vasières (bancs de vase non couverts par la mangrove dans la zone de marée supérieure ou inférieure), cette classe n'est pas présente dans chaque site ; (4) terre ferme (toutes les zones jamais inondées par les marées).

2.2.3.2. Étape du traitement des images

Dans un premier temps, une fusion panchromatique a été nécessaire pour les images Sentinel-2. En effet, les capteurs du satellite Sentinel-2 sont équipés de 13 bandes spectrales, dont 10 sont utilisées pour notre traitement. Parmi ces 10 bandes, quatre ont une résolution spatiale de 10 m et six autres de 20 m. Pour traiter ces images, nous avons normalisé la résolution spatiale à 10 m par fusion panchromatique pour toutes les bandes.

- Cartographie de l'occupation des sols

La couverture du sol a ensuite été cartographiée à l'aide d'une classification non supervisée emboîtée en appliquant l'algorithme du partitionnement en K-Moyenne (Abbas et al., 2016). Nous avons obtenu en première étape des images avec neuf classes et des courbes radiométriques correspondant à leurs valeurs moyennes de réflectance respectives. L'analyse de chacune de ces courbes nous a permis de faire correspondre le type de couverture à la nomenclature préétablie afin d'obtenir une carte préliminaire de l'occupation du sol en quatre classes (Figure 55).

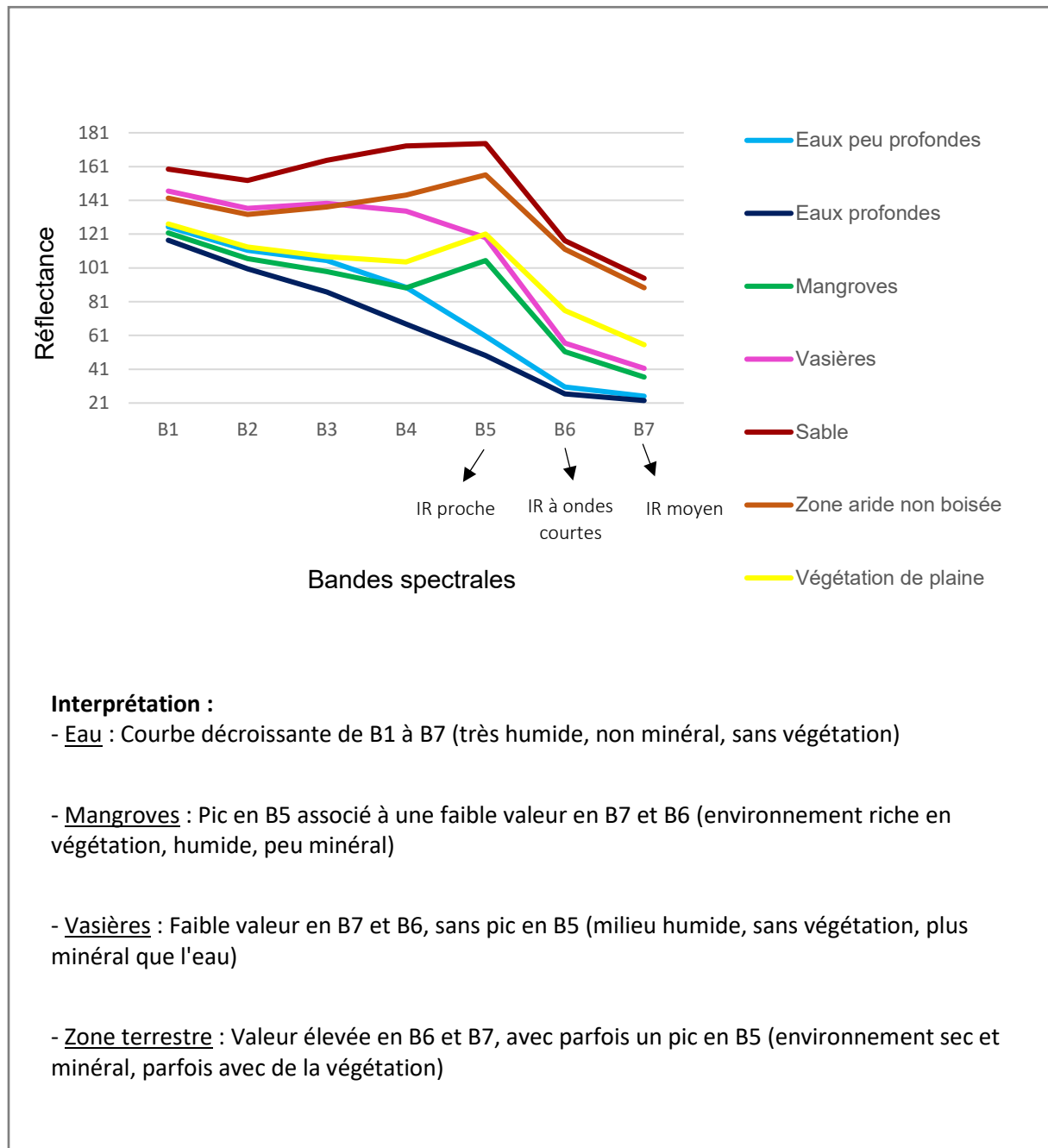


Figure 55 : Courbes radiométriques définissant neuf classes de couverture du sol (site de l'embouchure du fleuve Saint-Louis, Sénégal, 2017, capteur Landsat 8 Operational Land Imager (OLI)).

- Vérifications et corrections des cartes

Pour améliorer les résultats de la première classification, une série de classifications a été effectuée pour chacune des quatre classes initiales en appliquant, ici encore, l'algorithme du partitionnement en K-moyenne (Andrieu, 2018; Andrieu et al., 2019). Quatre images comportant chacune cinq classes et les courbes de réflectance moyenne associées ont été obtenues pour chacune des classes eau, mangroves, vasières et zones terrestres. L'analyse de ces courbes permet, si nécessaire, de réaffecter les classes. À titre d'exemple, on observe sur la Figure 56 la classification au sein de la classe mangrove établie à la première étape. On observe que cinq classes ont été discriminées par l'algorithme. La Figure 57 présente les courbes radiométriques correspondantes à ces classes. On observe que sur les cinq classes, seulement trois correspondent bien à de la mangrove, les deux autres correspondent à des surfaces de zones terrestres et de vasière. Ces deux classes sont donc réaffectées dans les classes initiales correspondantes.

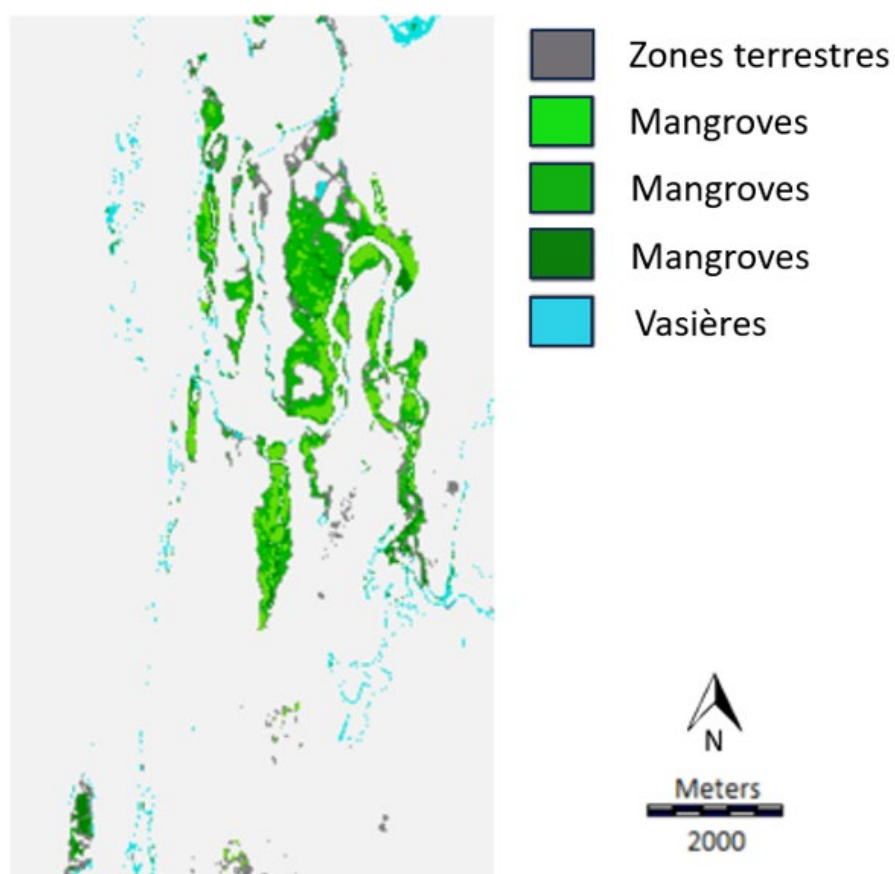


Figure 56 : Classification de la couverture dans la classe des mangroves (site de l'embouchure du fleuve Saint-Louis, Sénégal, en 2017, capteur Landsat 8 OLI).

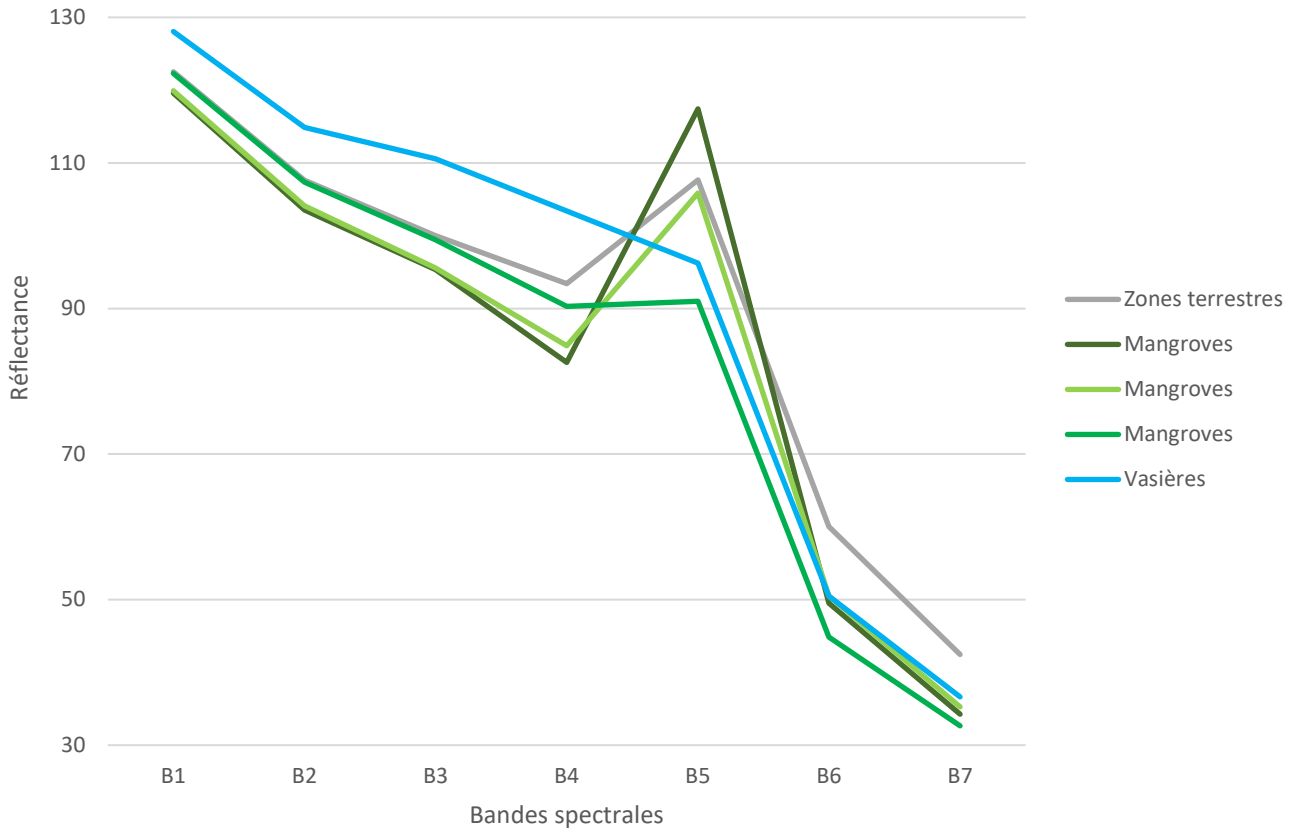


Figure 57 : Courbes radiométriques définissant cinq classes dans la classe mangrove (site de l'embouchure du fleuve Saint-Louis, Sénégal, 2017, capteur Landsat 8 OLI).

- Évaluation de la précision

L'évaluation de la précision basée sur la vérité terrain n'a pu être réalisée que pour les sites du Bénin, du delta du Saloum et des Philippines. Une vérification au sol de 40 points (10 points par classe) pour chaque site a été effectuée pour les classes d'occupation du sol. Dans les autres sites, nous avons utilisé des images de Google Earth© pour estimer un taux d'erreur dans la classification à partir d'une observation visuelle. La précision a été évaluée grâce à des coefficients de kappa. Le coefficient de kappa, également appelé indice kappa, est une mesure statistique qui évalue la concordance entre

deux ensembles de classifications. Il est souvent utilisé pour mesurer la fiabilité ou la précision d'une classification, telle qu'une classification d'image satellitaire dans le contexte de la télédétection.

Le coefficient de kappa prend en compte la possibilité d'accord simplement dû au hasard et mesure la proportion d'accord ajustée pour cet accord dû au hasard. Il varie de -1 à 1, où :

- 1 indique une concordance parfaite,
- 0 indique un accord égal à celui qui serait obtenu par hasard.
- -1 indique une discordance totale.

En d'autres termes, un coefficient de kappa élevé suggère une classification plus fiable, tandis qu'un coefficient proche de zéro indique que la classification est similaire à ce qui pourrait être obtenu au hasard (Kraemer, 2015).

2.3. Résultats

Pour chaque site de restauration étudié, les cartes d'occupation du sol sont présentées pour chaque période considérée en annexe figure 1 à 6. Pour les sites africains, une carte des changements avant restauration est d'abord présentée. Pour tous les sites, une carte des changements post-restauration est présentée. Une carte ciblée au niveau du site de restauration est également présentée pour chaque site.

Pour tous les sites, l'évolution des vasières est liée aux coefficients de marée (qui font varier la hauteur d'eau à la surface), les coefficients de marée sont présentés dans le tableau 2, en annexe.

2.3.1. Précision de la cartographie

Le Tableau 23 affiche les coefficients globaux de kappa pour chaque site. Les détails des coefficients associés à chaque classe sont disponibles en annexe, tableau 1.

Tableau 23 : coefficients kappa globaux pour chaque site de restauration des mangroves.

Sites	Coefficient de Kappa global
Embouchure du fleuve Mono, Bénin	0,97
Delta du Saloum, Sénégal	0,93
Embouchure du fleuve Sénégal, Sénégal	0,95
Cuajiniquil, Costa Rica	0,96
Chomes, Costa Rica	0,96
Tambaliza, Philippines	0,95
Moyenne des sites	0,95

En ce qui concerne la précision du traitement, l'utilisation de la méthode de classification simplifiée adoptée a généré des résultats fiables, comme en témoigne la matrice d'erreur incluant des indices de Kappa globaux variant entre 0,93 et 0,97 pour un indice global tous sites confondus de 0,95.

2.3.2. Résultats de la cartographie

2.3.2.1. Embouchure du fleuve Mono, Bénin

Pour ce site, les mangroves jouxtent les formations végétales continentales ; par conséquent, la classe de vasière sans mangrove n'apparaît pas.

- *Dynamique avant restauration (1988-2017)*

La Figure 58 présente une carte illustrant les changements de la couverture terrestre et aquatique entre 1988 et 2017. Une diminution significative des mangroves est clairement observée. Cette diminution est visible dans l'ensemble de la zone d'étude, avec une concentration plus marquée au nord de l'embouchure. Au cours des 29 années de cette période, un taux de régression de 23 % (-174,33 hectares) a été observé, ce qui correspond à une perte annuelle moyenne de 0,8 %.

- *Dynamique après restauration (2017-2022)*

Sur la carte des changements de la couverture terrestre et aquatique entre 2017 et 2021 (Figure 59), une nette augmentation de la zone couverte par la mangrove est observable. Cette expansion est homogène sur l'ensemble de la zone d'étude. Le taux de croissance enregistré atteint 39 % (+228,24 ha) sur une période de 5 ans, ce qui équivaut à une croissance annuelle de 7,8 %. En seulement 4 ans, la superficie de mangrove restaurée a dépassé ce qui avait disparu au cours des 29 années précédentes. Concernant le site de restauration, on observe une augmentation du couvert en mangrove d'environ 6% (soit 14,4 Ha). Le taux de progression du site du projet est donc inférieur à celui de la zone.

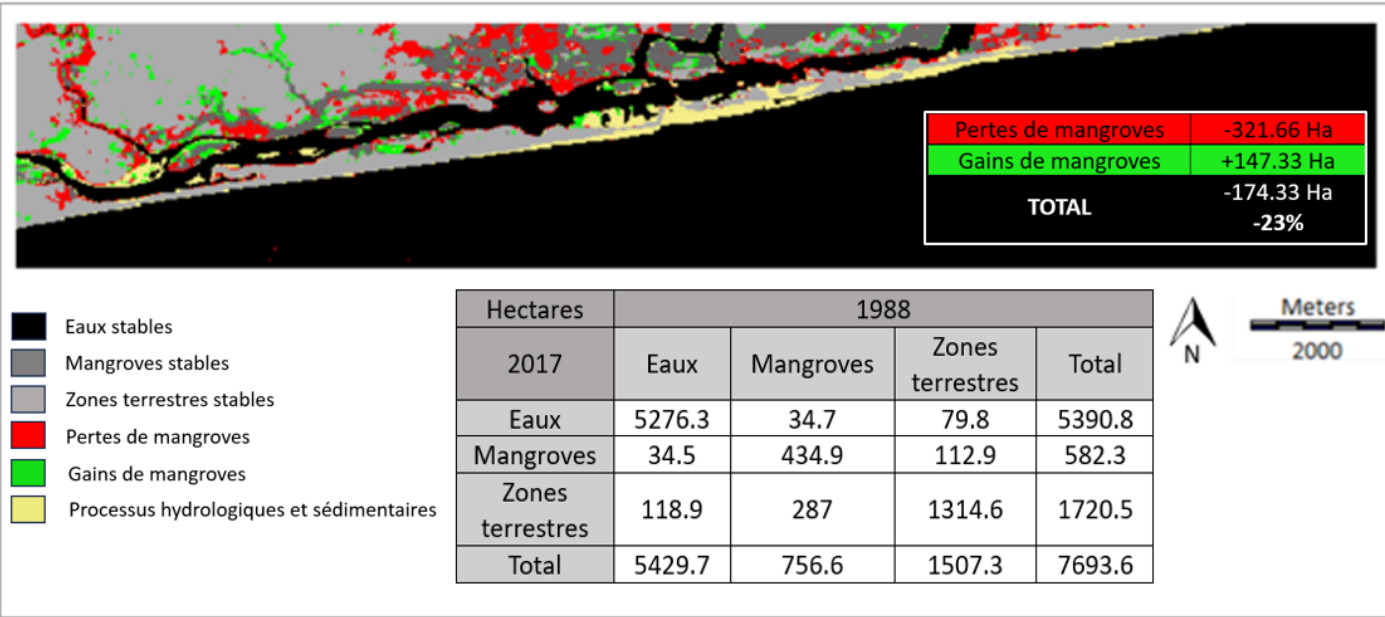
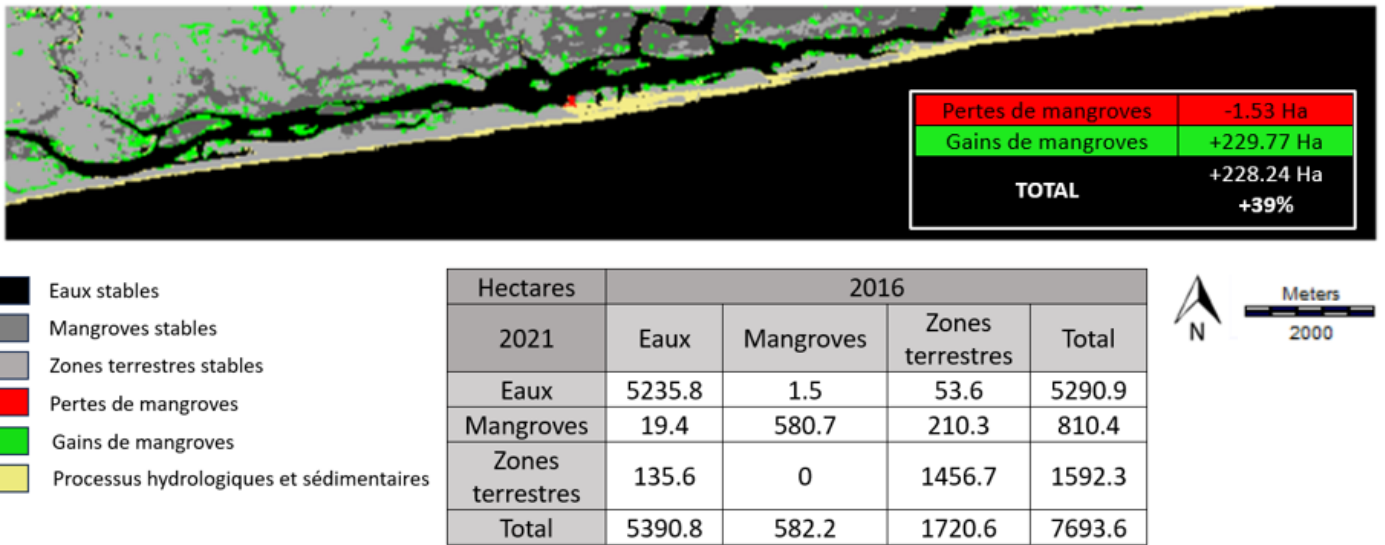


Figure 58 : Changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique pour le site de l'embouchure du fleuve Mono entre 1988 et 2017 (capteur Landsat 8 OLI).



Au niveau du site de restauration :



Figure 59 : Changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique pour le site de l'embouchure du fleuve Mono entre 2016 et 2021 (capteur Landsat 8 OLI)

2.3.2.2. Delta du Saloum, Sénégal

- *Dynamique avant restauration (1988-2017)*

La Figure 60 met en évidence d'importants changements survenus au cours des trois dernières décennies dans les mangroves du delta du Saloum. On remarque des zones de régression marquée (-910,7 ha), principalement en face de la flèche de Sangomar. Parallèlement, une augmentation uniforme de la couverture (+898,6 ha) se produit le long des parties supérieures des îlots de mangroves. Néanmoins, même si le tracé des forêts de mangroves a évolué, la couverture totale de mangrove est demeurée inchangée après 29 ans (-0,15 %) par compensation entre ces deux phénomènes.

- *Dynamique après restauration (2017-2021)*

Sur la carte des changements de la couverture terrestre et aquatique entre 2017 et 2021 présentée dans la Figure 61, on note une augmentation de la surface des mangroves. Cette augmentation est uniforme sur l'ensemble de la zone d'étude. Le taux d'augmentation observé est de 5,2 % (+431 ha) en 5 ans, soit un taux de croissance annuel d'environ 1 %. Néanmoins, la progression de la mangrove observée dans la zone de restauration est environ 3 fois moins importante que dans l'ensemble de la zone : +1,59 % (+8,28 ha) en 5 ans, soit un taux de gain annuel d'environ 0,3 %.

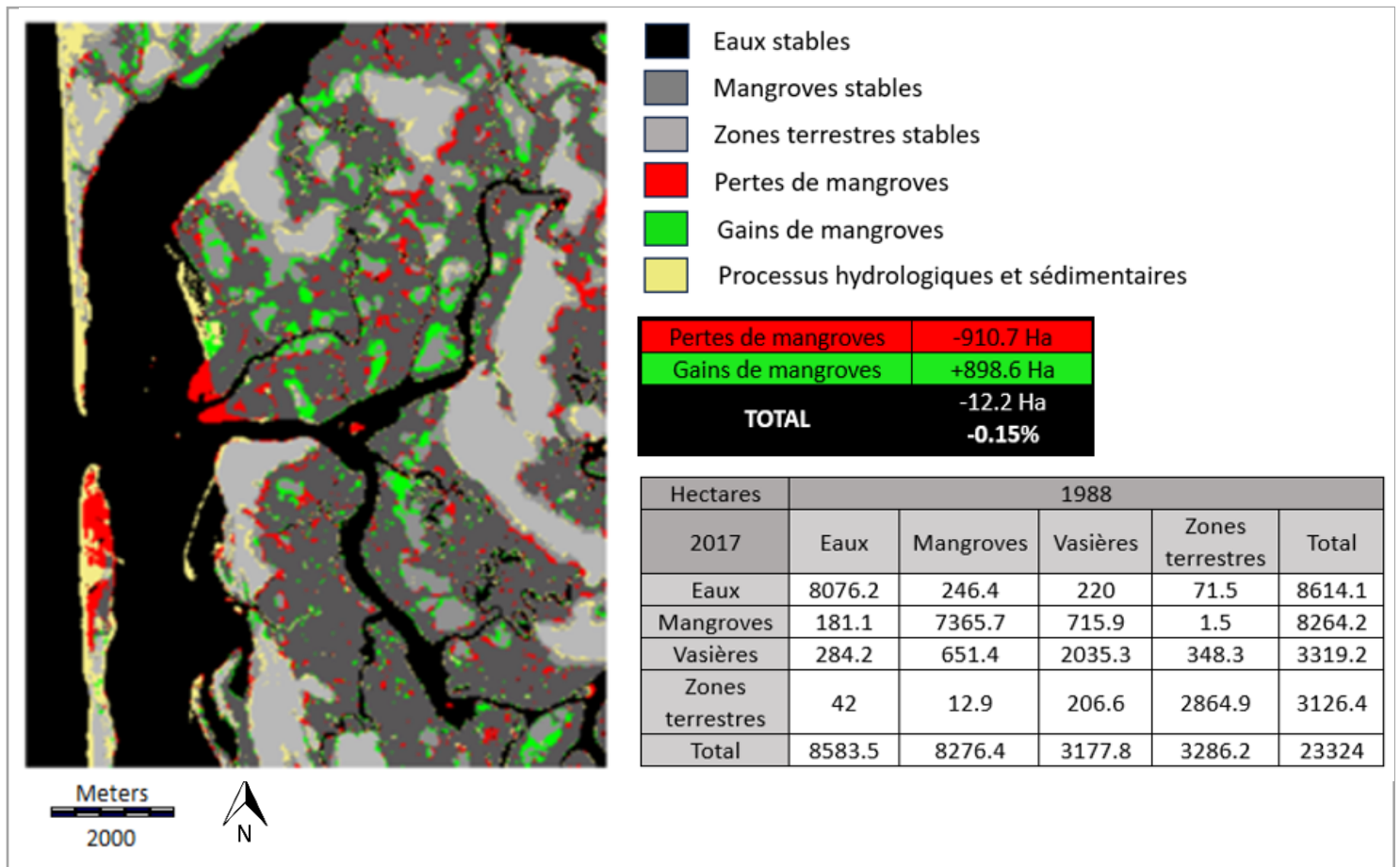


Figure 60 : Changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique pour le site du Delta du Saloum entre 1988 et 2017 (capteur Landsat 8 OLI)

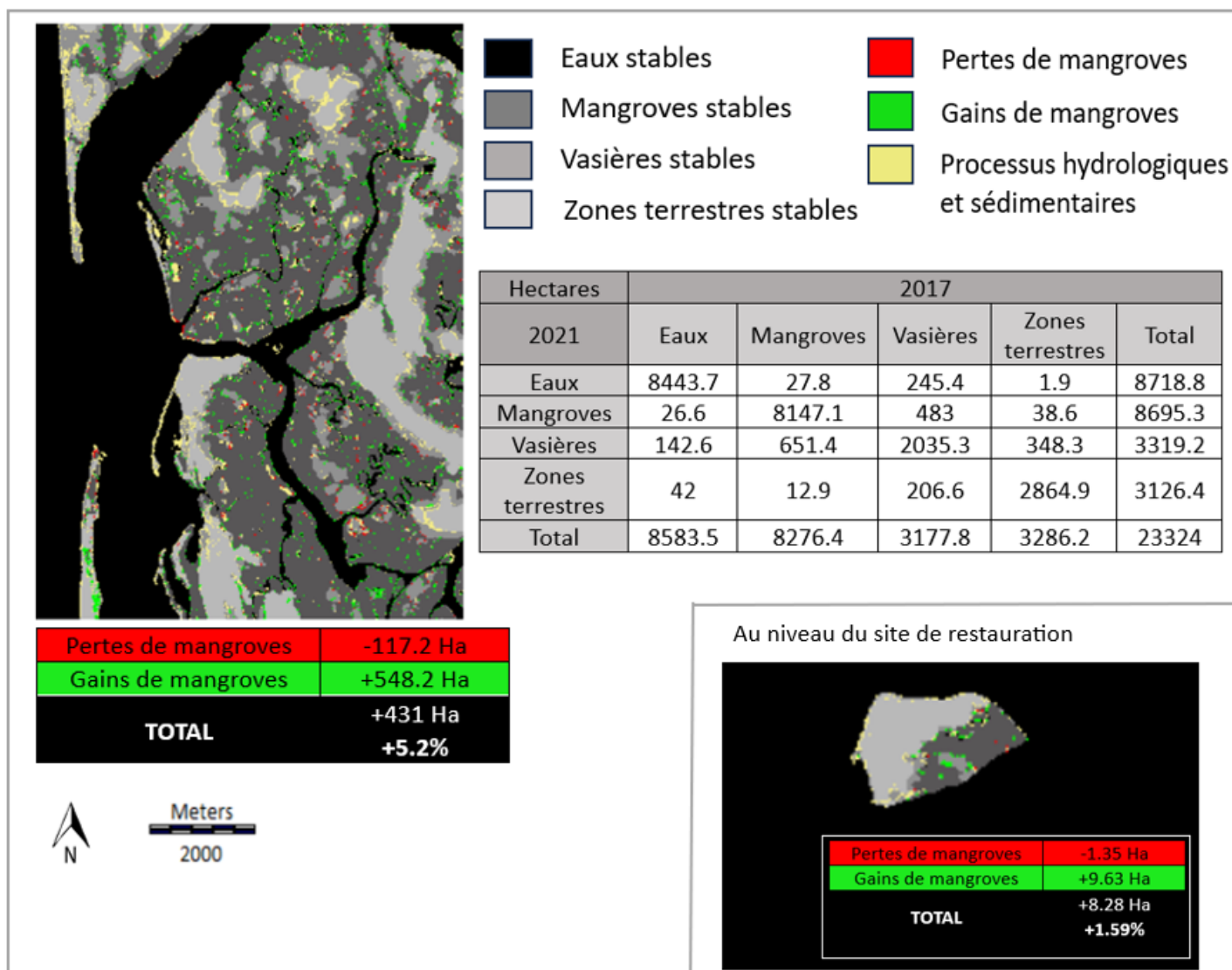


Figure 61 : Changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique pour le site du delta du Saloum entre 2017 et 2021 (capteur Landsat 8 OLI)

2.3.2.3. Embouchure du fleuve Sénégal, Sénégal

- *Dynamique avant restauration (1988-2017)*

Sur la carte des changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique entre 1988 et 2017 présentée à la Figure 62, la mangrove des sites de l'embouchure du fleuve Sénégal a régressé de 28,5 % (-191,6 ha) en 29 ans, soit un taux de perte annuel d'environ 1 %. Cette diminution est uniforme sur l'ensemble de la zone d'étude.

- *Dynamique post-restauration (2017-2021)*

Sur la carte des changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique entre 2017 et 2021 présentée à la Figure 63, on observe une augmentation de 7,8 % (+32,5 ha) de la couverture de mangrove concentrée le long de la rive de l'embouchure du fleuve Sénégal autour des mangroves existantes, soit un gain annuel d'environ 1,56 %. Néanmoins, aucune augmentation de la couverture de mangrove n'a été observée sur le site de restauration.

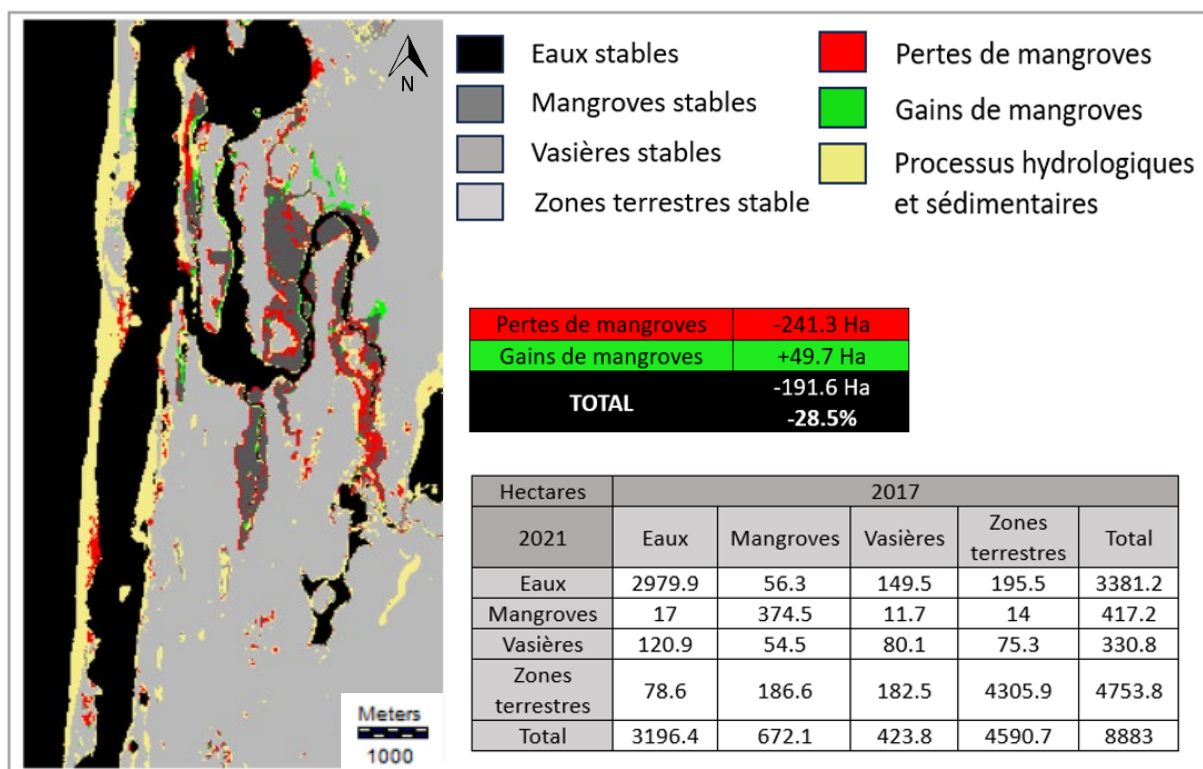


Figure 62 : Changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique pour le site de l'embouchure de la rivière Saint-Louis entre 1988 et 2017 (capteur Landsat 8 OLI)

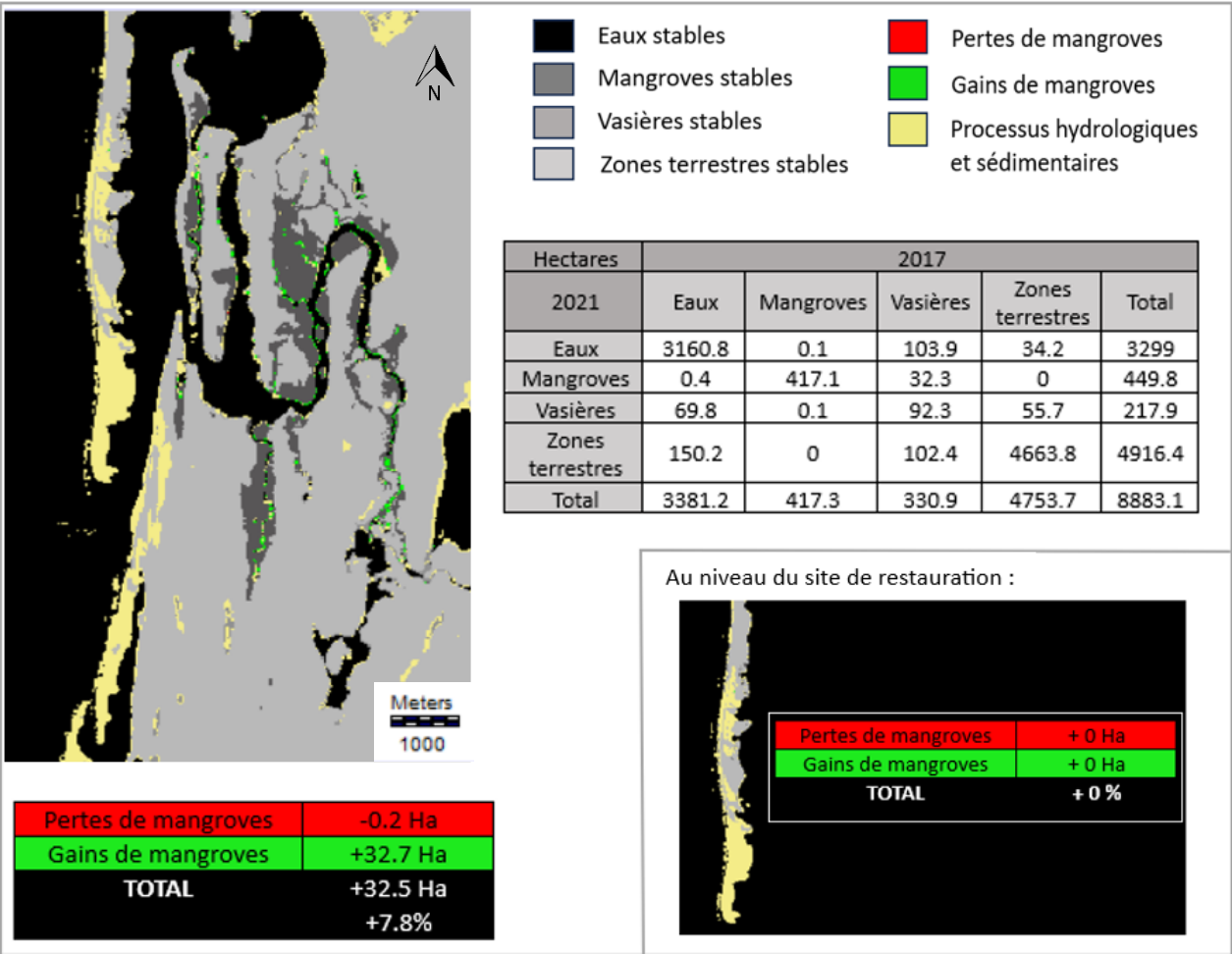


Figure 63 : Changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique pour le site de l'embouchure de la rivière Saint-Louis entre 2017 et 2021 (capteur Landsat 8 OLI)

2.3.2.4. Cuajiniquil, Costa Rica

- *Dynamique post-restauration (2016-2021)*

La Figure 64 illustre les évolutions de la couverture terrestre et aquatique entre 2016 et 2021, on observe que la superficie occupée par la mangrove a connu une augmentation de 13,5 % (+7,2 ha) à l'échelle de tout le site de Cuajiniquil. Cela représente un accroissement annuel de 3 %. Dans la zone de restauration, cette augmentation a été encore plus significative, atteignant 52,2 % (+1,7 ha), correspondant à un taux de croissance annuel d'environ 10 %. Parallèlement, un processus sédimentaire important se déroule dans cette zone de restauration, contribuant à la transformation de zones terrestres en vasières.

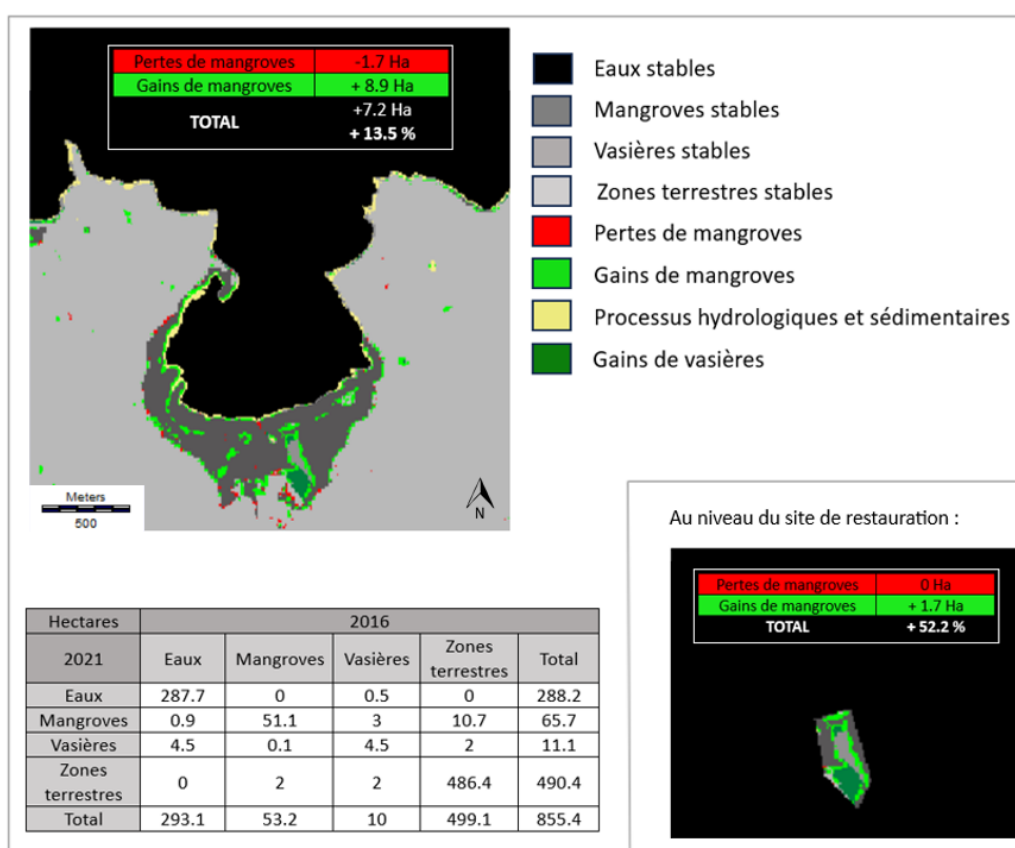


Figure 64 : Changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique pour le site de Cuajiniquil au Costa Rica entre 2016 et 2021 (capteur Sentinel-2)

2.3.2.5. Chomes, Costa Rica

Pour ce site, les vasières sans mangrove sont couvertes par d'autres formations végétales (appartenant à la flore continentale), par conséquent, la classe de vasière n'apparaît pas.

- *Dynamique post-restauration (2016-2021)*

On observe sur la Figure 65 que la superficie des mangroves demeure principalement stable sur cette période, avec une légère augmentation de seulement 0,4 %. Cependant, on note des zones où la couverture s'accroît en périphérie des bassins d'aquaculture, tandis que des zones de diminution de la couverture se manifestent à l'est de la carte. À l'opposé, une amélioration significative de la couverture de mangrove est observable sur le site initialement choisi pour la restauration, où elle augmente de 60 % (+4,8 ha) en l'espace de 5 ans. Cela équivaut à un taux d'accroissement annuel de 12 %.

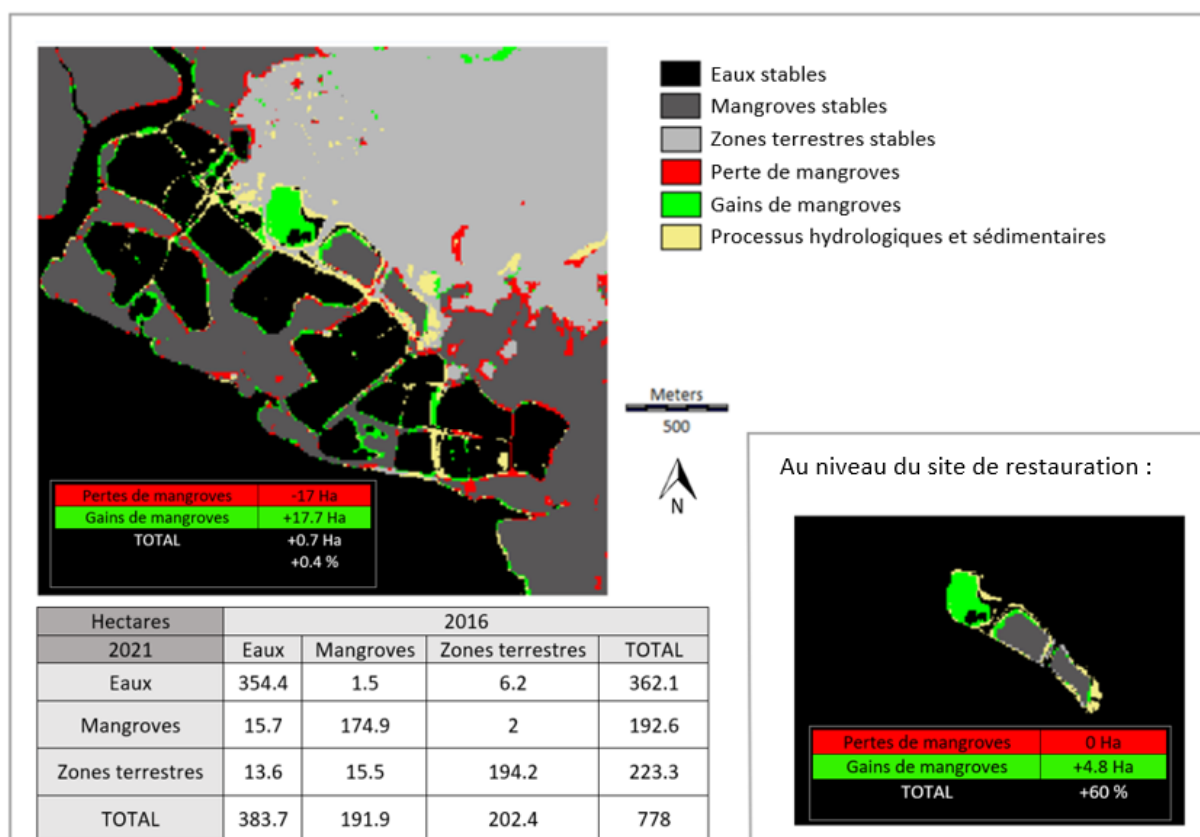


Figure 65 : Changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique pour le site de Chomes au Costa Rica entre 2016 et 2021 (capteur Sentinel-2)

2.3.2.6. Tambaliza, Philippines

- *Dynamique post-restauration (2016-2021)*

La Figure 66 illustre les changements repérés dans la couverture terrestre et aquatique entre 2016 et 2021, la superficie de mangrove a augmenté de 27,3 % (+12,3 ha) sur une période de six ans. Cependant, cette augmentation n'est pas uniforme et se manifeste sous la forme de trois zones d'expansion de la mangrove préexistante. Chacune de ces zones d'expansion se trouve au sein de fermes marines abandonnées, avec deux plus grandes localisées au sud de la carte et une plus petite au nord, correspondant au site de restauration de la mangrove. L'augmentation observée au niveau du site de restauration est en grande partie similaire à celle au niveau régional, avec une augmentation de la couverture de mangrove de 30 % (+0,3 ha) sur six ans, ce qui correspond à un taux annuel d'accroissement de 5 %.

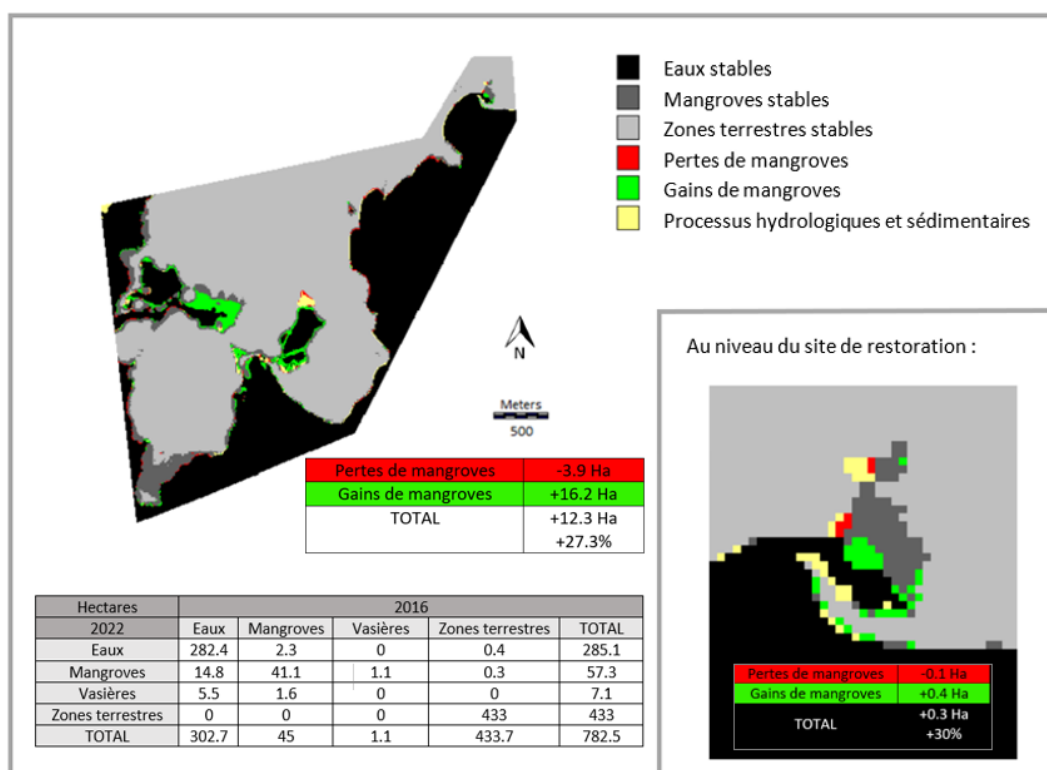


Figure 66 : Changements détectés dans la couverture terrestre et aquatique pour le site de Tambaliza aux Philippines entre 2016 et 2022 (capteur Sentinel-2)

2.4. Discussion & Conclusion

Tout d'abord, afin de synthétiser nos résultats, le Tableau 24 illustre le niveau d'évolution des surfaces en mangroves après restauration en utilisant une échelle simplifiée pour l'ensemble des sites. Pour chaque site, nous discuterons des raisons potentielles de leur succès et/ou de leur échec en fonction du contexte écologique et d'une étude bibliographique. Enfin, nous discuterons de la pertinence d'utiliser cette méthode de télédétection comme méthode d'évaluation des projets de restauration des mangroves.

Tableau 24 : Changements dans la couverture de la mangrove pour les sites analysés dans ce rapport
(Pas de changement : < 2 % ; Peu d'amélioration : 2-10% ; Bon : 10-30 % ; Très bon : > 30 %)

Sites	Changements post-restauration sur l'ensemble de la zone	Changements post-restauration sur la zone de restauration
Bénin : Embouchure du fleuve Mono	Très bon	Peu d'amélioration
Sénégal : Delta du Saloum	Peu d'amélioration	Pas de changement
Sénégal : Embouchure du fleuve Sénégal	Peu d'amélioration	Pas de changement
Costa Rica : Cuajiniquil	Bon	Très bon
Costa Rica : Chomes	Pas de changement	Très bon
Philippines : Tambaliza	Bon	Bon

2.4.1. Interprétation des résultats

La plupart des informations utilisées ici afin de discuter des résultats sont issues des rapports de faisabilité, d'activité et d'évaluation délivrés par le FFEM pour cette étude.

2.4.1.1. Embouchure du fleuve Mono, Bénin

Les facteurs sous-tendant la dégradation des mangroves dans cette région découlent principalement des altérations du régime hydro sédimentaire résultant de la construction du barrage de Nangbeto en 1987 sur le fleuve Mono. En effet, ce barrage a considérablement restreint les variations saisonnières

du fleuve (Rossi, 1996), engendrant des inondations fréquentes ainsi qu'une intensification de l'érosion côtière.

Le site de restauration est localisé sur une flèche littorale, laquelle est soumise à un phénomène d'érosion significatif. Cette érosion a entraîné la destruction des mangroves présentes à l'abri de la flèche, exacerbant ainsi les processus érosifs. Cette flèche littorale joue un rôle crucial, protégeant à la fois les mangroves situées en arrière-plan et les zones habitées, notamment le village d'Avloh, qui se trouve immédiatement derrière la flèche et abrite environ 557 résidents, selon un recensement de 2013. Avant de procéder à la restauration, une analyse bibliographique, complétée par des observations sur le terrain, a révélé une carence en apport sédimentaire.

La restauration du site a donc consisté en trois mesures :

- L'installation d'ouvrages de protection lourds (épis) côté océan : ces structures sont conçues pour réduire l'impact des vagues et limiter l'érosion côtière en favorisant l'accumulation de sédiments.
- Remblaiement des massifs de sables : le remblaiement, issu du dragage du chenal du Mono, vise à restaurer physiquement la flèche littorale. Cette technique vise à contribuer à la lutte contre l'érosion en augmentant le volume de sédiments disponibles sur la plage et en élevant le niveau du sol pour protéger l'arrière-pays contre les inondations.
- Des plantations de palétuviers en bordure de chenal.

Dans un premier temps, une forte augmentation des surfaces de mangroves a été constatée à travers l'ensemble de l'estuaire du fleuve Mono. Cette expansion, caractérisée par une croissance uniforme sur l'ensemble de la zone, s'est principalement développée autour des zones de mangroves préexistantes. Cette tendance suggère un processus de régénération naturelle. Dans la zone

spécifiquement allouée à la restauration, l'extension des surfaces de mangroves, bien que positive, s'avère moins prononcée par rapport à l'ensemble de la zone. Cette situation pourrait indiquer que l'augmentation observée est principalement due à la dynamique globale de la région plutôt qu'aux efforts de restauration.

Par ailleurs, entre 2016 et 2020, une accrétion sédimentaire côté océan, d'environ 30 mètres, équivalant à peu près à un pixel, a été enregistrée au niveau du site de restauration. Cette accrétion s'est produite indépendamment des phénomènes de marées, étant donné que la hauteur de marée enregistrée était de 1,13 m en 2016 contre 0,84 m en 2021, comme le précise le tableau 2 en annexe. Ce processus d'accrétion est également observé sur l'ensemble de la côte de la zone étudiée, ce qui suggère une dynamique sédimentaire naturelle ou, tous du moins, non influencée par les mesures de restauration, qui sont caractérisées par une portée très localisée.

En conclusion, l'ensemble des données analysées ne semble pas indiquer un impact significatif des actions de restauration sur les phénomènes d'augmentation des surfaces de mangroves ou sur la dynamique sédimentaire. Les améliorations constatées, que ce soit en termes de surfaces de mangroves ou de dynamique sédimentaire, semblent être le résultat de phénomènes d'une envergure plus grande, concernant l'ensemble de l'estuaire.

2.4.1.2. Delta du Saloum, Sénégal

Les facteurs responsables de la dégradation des mangroves dans cette région sont principalement attribuables à la brèche de la flèche de Sangomar, survenue en 1987. Cette brèche a engendré une forte augmentation de l'érosion côtière de 1988 à 2017. Parallèlement, la brèche de Sangomar a progressivement gagné en étendue, contribuant davantage à ces phénomènes de dégradation (Shahrokhi, 1990).

Concernant l'augmentation des superficies de mangroves constatée à partir de 2017, ces augmentations dans la frange supérieure ont également été signalées par Andrieu et al. (2020) et Lombard et al. (2021). Elles sont dues à une régénération spontanée depuis la reprise pluviométrique de l'Afrique de l'Ouest avec une très faible contribution des projets de restauration.

Les travaux de restauration réalisés ont été la replantation de cinq hectares de *Chrysobalanus icao* sur le littoral destiné à la réparation de la dune et la construction d'un brise-lames de 500 mètres. Cependant, l'augmentation de la couverture dans la zone de restauration est quatre fois plus faible que dans la zone globale, ce qui suggère que cette régénération est à relier à la dynamique naturelle observée par ailleurs (Andrieu et al., 2020) que le projet n'a pas réussi à renforcer.

2.4.1.3. Embouchure du fleuve Sénégal, Sénégal

En ce qui concerne l'embouchure du fleuve Sénégal, la principale cause de régression de la mangrove a été un changement du régime hydrologique causé par la construction de deux barrages sur le fleuve Sénégal : le barrage de Diama en 1986 et le barrage de Manantali en 1988 (Taïbi et al., 2009). La seconde raison majeure de dégradation est la forte période de sécheresse qu'a connu le Sénégal entre 1968 et 1998 et l'augmentation de la salinité et de l'acidité dans la zone intertidale qui en a résulté (Andrieu, 2018). *Casuarina equisetifolia* (filao) et des palétuviers ont été plantés sur la langue de Barbarie réciproquement sur les dunes et sur les vasières pour réparer les dunes afin de freiner l'érosion et permettre le recrutement des palétuviers. La couverture de mangrove a depuis augmenté et est homogène sur l'ensemble du site, sans régénération concentrée sur le site de restauration proprement dit, ce qui suggère que cette régénération est d'origine naturelle et qu'elle a été favorisée par une augmentation de la pluviométrie depuis 1998, comme l'ont rapporté Andrieu et al. (2019) sur l'ensemble du territoire sénégalais. Ici aussi, le projet n'a pas réussi à renforcer la régénération spontanée.

2.4.1.4. Cuajiniquil, Costa Rica

La zone de restauration comprend sept hectares de bassins d'évaporation du sel qui ont été abandonnés il y a une dizaine d'années. La zone n'est plus soumise à une pression anthropique importante, mais l'activité passée a provoqué une salinité très élevée et une hypoxie dans le sol et l'eau interstitielle qui sont incompatibles avec le développement d'une forêt de mangroves. La restauration a été précédée d'une évaluation physico-chimique du sol et de l'eau interstitielle dans la zone de restauration et dans une zone de référence abritant des mangroves présumées en bon état. Comme pour le site de restauration de l'embouchure du fleuve Mono (Bénin), les efforts de restauration ont commencé par le creusement de canaux sur l'ensemble du site afin de permettre à l'eau de circuler, de diminuer la salinité et d'augmenter les niveaux d'oxygène dans le sol et l'eau interstitielle. Ensuite, 26 000 jeunes plants d'*Avicenia germinans* et de propagules de *Rhizophora mangle* ont été plantés le long des canaux pour favoriser la régénération naturelle des mangroves. La plantation des plants d'*A. germinans* a été précédée d'une mise en pépinière de 3 mois. Ici, la régénération a été quatre fois plus importante que dans le reste de la zone. En outre, une zone de vasière au sud du site de restauration est apparue (non liée aux effets des marées), probablement associée aux canaux d'irrigation. La restauration a été efficace. Un suivi pendant plusieurs années supplémentaires est nécessaire pour confirmer la poursuite du processus de régénération des mangroves sur ce site.

2.4.1.5. Chomes, Costa Rica

Les mangroves de Chomes ont été gravement déboisées en raison de projets d'aquaculture, y compris la production de crevettes. Entre le village de Chomes et la mer, 350 hectares ont été transformés en étangs à crevettes illégaux, étant donné qu'ils sont situés sur des terres domaniales. Environ un tiers de ces étangs sont aujourd'hui abandonnés. Trois de ces étangs, situés au nord-est de la zone et

couvrant environ 24 hectares, ont été abandonnés il y a plus de 10 ans et devaient servir de site de restauration. Cependant, les efforts de restauration n'ont pas été plus loin qu'un travail préliminaire de fond sur les mangroves de la région et la documentation des facteurs de stress anthropogéniques. Malgré cela, nous avons décidé d'inclure ce site dans notre analyse et de le conserver comme site de contrôle des changements naturels survenant dans un bassin à crevettes abandonné. Il est intéressant de noter que, bien qu'aucune restauration n'ait eu lieu, la couverture de la mangrove a naturellement augmenté de manière significative dans les bassins abandonnés, mais nulle part ailleurs. Ces bassins ont été choisis comme sites de restauration parce qu'ils ont montré un début de re végétalisation. Ce site est un bon exemple de régénération naturelle d'étangs d'aquaculture abandonnés sans intervention humaine.

2.4.1.6. Tambaliza, Philippines

Le site de Tambaliza est également un ancien étang d'aquaculture abandonné, entouré de quelques vestiges de mangrove. Pour créer l'étang, la mangrove avait été enlevée et les connexions hydrauliques avaient été interrompues. En conséquence, les hauteurs maximales de marée étaient particulièrement élevées et les apports d'eau douce n'existaient plus. L'étang a été abandonné après 2013 et avant le début des actions de restauration, de jeunes peuplements de palétuviers étaient déjà présentes, indiquant que la régénération naturelle était déjà en cours. Les actions de restauration mises en œuvre sont les suivantes : construction d'infrastructures permettant la réhabilitation des connexions hydrologiques couplée à une replantation de deux hectares, soit 36 000 plants d'*Avicennia sp.* et de *Rhizophora sp.* L'augmentation observée sur le site de restauration est à mettre en relation avec l'augmentation globale des surfaces de mangrove dans la région, suggérant une dynamique de régénération naturelle déjà en place, facilitée par les actions de restauration.

2.4.1.7. Synthèse sur l'efficacité des mesures de restauration

En conclusion, parmi les divers projets examinés, les méthodes de restauration les moins efficaces sont celles qui tentent de modifier la dynamique sédimentaire de manière localisée pour influencer une tendance à grande échelle. En effet, il semble ardu, voire impossible, de modifier ou d'arrêter la dynamique sédimentaire naturelle avec les approches utilisées dans ces études de cas. Toutefois, les effets de ces interventions pourraient éventuellement se manifester à plus long terme, justifiant ainsi la nécessité d'un suivi à long terme.

Il est crucial de noter que les mangroves, tout comme tous les écosystèmes, sont des systèmes dynamiques qui régressent et progressent naturellement en fonction de nombreux paramètres environnementaux, tels que les processus sédimentaires naturels. Une étude récente a mis en lumière ce phénomène en estimant qu'environ 26 % de la disparition des mangroves entre 2000 et 2020 était attribuable à des processus de régression naturelle. De même, 80 % de la progression des mangroves au cours de la même période était également due à des processus naturels plutôt qu'aux actions de restauration (FAO, 2023). C'est pourquoi il est essentiel d'évaluer les dynamiques à grande échelle afin de déterminer l'impact réel du projet.

Les méthodes de restauration les plus efficaces parmi les projets étudiés sont la restauration des connexions hydrauliques couplée à la replantation de palétuviers. Comme l'ont déjà démontré plusieurs études, l'hydrologie est l'un des facteurs les plus importants à prendre en compte dans les projets de restauration de la mangrove (Lewis III et al., 2000). De plus, comme l'ont montré plusieurs études, on constate que les zones de mangroves dégradées par l'être humain comme les anciens bassins d'aquaculture ou les anciens marais salants sont les sites qui montrent les plus grands signes de régénération, ils sont donc à privilégier pour les projets de restauration de la mangrove (Flores-Verdugo et al., 2007 ; Flores-Verdugo & Agraz-Hernández, 2006).

2.4.2. Utilisation de la télédétection à haute résolution pour évaluer les projets de restauration des mangroves

La pertinence de cette méthode réside tout d'abord dans sa capacité à fournir une perspective historique. En examinant les images remontant jusqu'à 29 ans avant le début du projet de restauration, un contexte temporel a pu être établi, permettant de mieux comprendre les changements survenus dans les mangroves au fil des décennies. Cela permet, comme dans le cas du Sénégal, de ne pas attribuer, à tort, l'augmentation du couvert en mangrove à un projet de restauration, mais de l'associer à une dynamique naturelle en cours. Pour les petits sites de restauration, l'utilisation d'images Landsat avec une résolution de pixel de 30 m n'est cependant pas adéquate, dans ces cas-là, les images Sentinel-2 constituent un meilleur choix, mais ne permettent pas d'établir le contexte historique, celui-ci peut tout de même être estimé à partir d'une synthèse bibliographique afin de replacer les résultats dans la dynamique naturelle du site.

De plus, l'analyse à deux échelles spatiales - l'une à une échelle large, montrant l'évolution des mangroves dans toute la zone, et l'autre à une échelle plus fine, centrée sur le site de restauration – permet d'offrir une vision complète des effets du projet de restauration, en mettant en évidence à la fois les changements macroscopiques et les transformations locales induites par l'intervention humaine.

Un élément crucial à souligner est le taux de précision élevé de la cartographie, évalué à environ 95 %. Cette précision renforce la fiabilité des conclusions tirées de l'analyse des images. Un taux de précision aussi élevé garantit la robustesse des données collectées, renforçant ainsi la validité des résultats de l'étude.

Enfin, l'utilisation d'images gratuites et libres de droits de Landsat et Sentinel permet de rendre la méthode accessible aux gestionnaires de projet soumis à des contraintes budgétaires. L'utilisation

d'images payantes à très haute résolution pour visualiser les changements à une échelle très fine (Alexandris et al., 2013), est évidemment idéale, surtout dans le cas de petits sites de restauration. Néanmoins, cette approche comporte deux lacunes majeures. Premièrement, le coût des images, mais également le fait que la plupart des satellites proposant des images à très haute résolution ont été lancés récemment, ce qui implique qu'il est impossible de réaliser l'analyse du contexte historique des sites avec ces images.

Un point important à noter est l'utilisation d'une nomenclature simplifiée pour ce travail, d'autres études discriminent de manière plus fine les mangroves, notamment en discriminant les mangroves denses, des mangroves éparses (Alexandris et al., 2013 ; Upadhyay et al., 2015). Bien que cette approche puisse être intéressante en ajoutant un niveau d'information supplémentaire, elle ajoute également une source potentielle d'erreur supplémentaire dans la classification. De plus, la densité des palétuviers, en dehors d'une évaluation intégrée du SES, n'a jamais été identifiée comme un facteur direct de bon état de l'écosystème dans la littérature.

En résumé, l'utilisation de la méthode de télédétection pour évaluer les projets de restauration des mangroves se révèle non seulement pertinente et efficace. Les avantages de cette approche résident dans sa capacité à offrir une perspective historique, à évaluer les changements à différentes échelles spatiales et à garantir un niveau élevé de précision des données cartographiques. Ces éléments combinés font de cette méthode un outil précieux et fiable pour évaluer l'impact des projets de restauration des mangroves.

2.4.3. Limites de l'étude

Les limites techniques à l'utilisation de la télédétection comprennent la couverture nuageuse qui rend certaines images inutilisables et la taille des pixels qui limite le niveau de détail des images (cf. section

2.4.2 « Limites » du chapitre 3). Cela peut néanmoins nécessiter l'achat d'images à très haute résolution, en particulier pour les petits sites (Alexandris et al., 2013).

Une autre limite de la télédétection est qu'elle nécessite plusieurs années de données et un suivi à long terme des images pour détecter efficacement les changements. Néanmoins les données historiques sont très accessibles en télédétection satellitaire.

Par ailleurs, nous regrettons le faible niveau de détail présent dans les rapports de suivi des projets de restauration, par exemple, la zone de restauration est souvent mal géolocalisée, les actions de restauration et leurs dates sont mal répertoriées. Ces imprécisions rendent difficile le suivi de ces sites sur le long terme. D'autant plus que cette tendance a déjà été soulevée par d'autres études (Alexandris et al., 2013).

De plus, les projets étudiés sont relativement récents et un suivi cinq ans après la fin du projet serait idéal afin de compléter ce travail et de valider les interprétations.

Enfin, même si l'objectif de cette recherche était d'évaluer le succès des projets de restauration des mangroves en examinant l'extension biophysique et spatiale des palétuviers à l'aide de la télédétection, ainsi que de discuter de la fiabilité de la méthode de télédétection déployée, une approche sociale pourrait très bien être d'une grande valeur en évaluant, par exemple, les moteurs humains passés du changement, et le niveau actuel de sensibilisation locale à la nécessité de protéger et de gérer les mangroves, ainsi que la confiance de la population locale dans la participation aux efforts de restauration de l'écosystème tel qu'ils ont été développés tout au long de ces programmes. En effet, l'évaluation de l'évolution du couvert de mangroves après des travaux de restauration constitue une composante essentielle, mais non exhaustive, de l'analyse d'un projet. Pour assurer une évaluation robuste, il est impératif de la compléter par l'examen d'autres paramètres écologiques collectés sur le terrain ainsi que par une évaluation des impacts socio-économiques. Plus globalement,

les critères d'évaluation doivent être soigneusement ajustés en fonction des objectifs spécifiques de chaque projet de restauration. Dans le cadre de ce projet de recherche, nous avons choisi de nous focaliser sur l'évolution du couvert de mangroves, car il représente généralement le paramètre systématiquement mesuré par tous les projets de restauration, indépendamment de leurs objectifs spécifiques. Toutefois, conformément à notre cadre conceptuel, nous soulignons que la mangrove, envisagée comme un système socio-écologique (SES), ne saurait être réduite à une simple forêt de palétuviers. Les contraintes de temps inhérentes à ce projet de thèse ne nous ont pas permis d'explorer en détail l'ensemble des critères d'évaluation possibles à travers des études de cas concrets. Cependant, ce travail reconnaît l'importance cruciale d'intégrer les analyses socio-économiques au suivi des projets de restauration.

3. CONCLUSION DU CHAPITRE 4

Dans ce chapitre dédié au suivi des projets de restauration des mangroves, nous avons exploré divers aspects essentiels à une restauration réussie. Tout d'abord, nous avons réalisé un état de l'art portant sur la maintenance des sites restaurés ainsi que les méthodes d'évaluation des projets, qu'elles soient basées sur la télédétection ou sur des observations de terrain. Nous avons souligné le manque d'évaluations approfondies dans ces projets, mettant en lumière une lacune significative dans notre compréhension de leur impact réel sur les écosystèmes. Ce constat souligne l'urgence de répondre à ce défi en développant des outils d'évaluation accessibles aux porteurs de projets.

Notre utilisation de la télédétection comme outil d'évaluation offre une perspective historique en examinant des images sur plusieurs décennies, permettant ainsi de contextualiser les changements observés dans les mangroves, en complément d'une analyse de la bibliographie. De plus, notre analyse à deux échelles spatiales a permis d'obtenir une vision complète des effets du projet de restauration.

L'élément crucial à souligner est le taux de précision élevé de la cartographie, évalué à environ 95 %, renforçant ainsi la fiabilité des conclusions tirées de l'analyse des images. De plus, l'utilisation d'images gratuites et libres de droits rend cette méthode accessible aux gestionnaires de projet soumis à des contraintes budgétaires, soulignant ainsi sa praticité et son applicabilité à grande échelle.

Notre analyse a également révélé que, parmi les projets examinés, les méthodes de restauration les moins efficaces sont celles qui tentent de modifier de manière localisée la dynamique sédimentaire pour contrer des tendances à grande échelle. La modification ou l'arrêt de cette dynamique sédimentaire naturelle se révèle difficile, voire impossible.

Enfin, les méthodes de restauration les plus efficaces parmi les projets étudiés sont celles qui combinent la restauration des connexions hydrauliques avec la replantation de palétuviers sur des sites d'anciennes mangroves dégradées par l'être humain.

DISCUSSION ET CONCLUSION GÉNÉRALES

1. RAPPEL DE LA PROBLÉMATIQUE

Les pressions anthropiques ont compromis à la fois les fonctionnalités écologiques de certaines mangroves et leur contribution vitale aux communautés humaines riveraines. La restauration écologique des mangroves est un sujet complexe qui comporte de nombreux défis dont l'urgence de repenser les approches de restauration en intégrant pleinement les aspects socio-économiques et écologiques. Cela justifie une recherche pluridisciplinaire en particulier pour contribuer à la problématique suivante : **Comment améliorer l'efficacité des projets de restauration écologique des mangroves ?**

Pour y contribuer, notre étude s'est basée sur trois objectifs majeurs : évaluer l'efficacité des projets de restauration, identifier les facteurs d'échecs des projets, et proposer des solutions pour améliorer ces initiatives.

2. SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

Afin de synthétiser au mieux nos résultats, la Figure 67 présente un schéma récapitulant les principaux axes de recherche et les résultats obtenus. Les facteurs d'échecs des projets de restauration de mangroves ont été identifiés à travers une analyse bibliographique, principalement basée sur l'examen d'une base de données mondiale des projets de restauration de mangroves et l'analyse de six projets pilotes au Costa Rica, au Sénégal, au Bénin et aux Philippines. Ces analyses ont permis d'identifier les principaux facteurs d'échec des projets :

- Le manque de définition d'objectifs clairs et cohérents.
- Une multiplicité d'acteurs et trop de délégation menant à une dispersion trop importante des ressources et à une mauvaise réalisation des mesures de restauration.
- Des sites inappropriés : les zones présentant déjà un écosystème productif (vasière, herbiers, etc.) n'ont aucune raison d'être sélectionnées comme potentiel site de restauration des mangroves. Seulement les sites de mangroves dégradées devraient l'être. De plus, la taille des sites a également un effet sur la réussite du projet, les grands sites semblent plus difficiles à gérer et les taux de réussite sont donc plus faibles.
- L'absence d'état pré-restauration du site : Évaluer l'état du site avant les travaux de restauration implique de pouvoir évaluer l'état des mangroves, leurs niveaux de dégradations et les enjeux de restauration/conservation du site. Réaliser cette évaluation a un double objectif, premièrement de construire des mesures de restauration qui adresse les causes directes et indirectes de dégradation (SER et al., 2023). Cela permet également de savoir si les mesures de restauration sont effectives. Il faut, en effet, pouvoir bénéficier d'une base sur laquelle comparer les résultats. Il est regrettable que cette base, quand elle existe, se résume essentiellement à l'évolution de la surface en palétuviers.
- Un manque de co-construction communautaire : L'implication réelle des communautés locales vivant en interaction constante avec leur environnement est un élément indispensable à la réussite durable d'un projet, et cela ne doit pas se réduire à une compensation financière en échange de la plantation de propagules ni à une campagne de « sensibilisation » exogène. Impliquer les communautés dans la gestion demande des efforts supplémentaires de la part des gestionnaires, afin de rencontrer les acteurs locaux, et de co-construire un projet. Cela augmente de manière certaine les chances de réussite du projet.

- Des choix inappropriés de mesures de restauration à commencer par des mesures de replantation trop fréquentes. Ces choix inappropriés sont une conséquence de l'absence d'état pré-restauration et un défaut de conception du projet. De plus, il existe une tendance de la part des gestionnaires à choisir la replantation de palétuviers de manière systématique, pour des raisons pratiques. Cette tendance, aboutit à des taux très faibles de survie des individus replantés et même lorsque les individus survivent, cela peut aboutir à des forêts monospécifiques peu fonctionnelles tant sur un plan écologique que socio-économique.
- Les efforts de restauration ne sont pas poursuivis après la mise en place des mesures. Que cela soit après des travaux de replantation de palétuviers, ou d'installation d'infrastructures de soutien hydrologique et/ou sédimentaire, ou même d'actions de sensibilisation des communautés locales, la maintenance dans le temps, des efforts de restauration est essentielle. Les infrastructures, avec le temps, se dégradent et peuvent casser, des réparations et/ou des remplacements sont alors nécessaires. Dans les premières années de leur vie, les palétuviers peuvent connaître de forts taux de mortalité, un suivi régulier permet de suivre cette mortalité, d'anticiper les épisodes de mortalité massive et potentiellement de remplacer les palétuviers morts.
- Les projets de restauration sont peu évalués et les retours d'expérience sont rares : le manque d'évaluation et de retour d'expériences empêche la disponibilité de l'information pour les gestionnaires et les scientifiques, ce qui empêche d'évaluer précisément l'efficacité des mesures et d'améliorer les projets de restauration (de la conception au suivi). Une évaluation efficace permet un retour d'expérience complet et précis, contribuant à accroître significativement la réussite des projets. Cependant, cette évaluation est fréquemment

négligée en raison d'une planification insuffisante ou d'un manque de ressources financières ou humaines.

Grâce à une analyse de la conception au suivi, ce travail a permis de réunir les principaux facteurs d'échecs des projets de restauration. Mais l'identification de ces facteurs d'échecs n'est pas suffisante, car certaines de ces observations ont déjà été soulevées dans des études antérieures. À titre d'exemple, la question du choix entre replantation et réhabilitation est déjà soulevée par Lewis et Streever (2000) qui affirment que « Malheureusement, de nombreux projets de restauration de la mangrove passent immédiatement à la plantation de palétuviers sans déterminer les raisons pour lesquelles le rétablissement naturel ne s'est pas produit ». Ce constat est ensuite repris par de nombreux auteurs comme Kamali & Hashim (2011), ou van Bijsterveldt et al. (2020). Notre travail confirme que plus de 20 ans après les premières conclusions de Lewis & Streever, cet aspect demeure un facteur d'échec des projets de restauration. De la même façon, le manque d'objectif clair et bien défini est déjà relevé par Lewis et Ellison (2000), puis par Bosire et al. (2008) et par Kamali & Hashim (2011). On peut également citer les travaux de Primavera (1997), qui affirme, pour les Philippines, que les travaux de restauration devraient se focaliser sur les bassins aquacoles et que les franges basses de l'estran qui sont souvent colonisés par les herbiers sont de mauvais choix, pourtant, plus de 20 ans plus tard, les projets de restauration continuent à vouloir restaurer au niveau de ces zones, comme le projet FFEM aux Philippines (hormis Tambaliza). Enfin, Diop et al. (1997), suggèrent que, pour le delta du Saloum, le retour à des conditions de pluviométrie normales serait suffisant pour permettre une régénération naturelle de la mangrove. Cependant, cette perspective n'a pas empêché la mise en œuvre d'innombrables projets de restauration des mangroves dans cette région, y compris ceux financés par le FFEM. Parmi ces initiatives, de nombreux projets d'envergure se sont concentrés sur la replantation de palétuviers (*Projet Livelihoods funds*, 2017; *Reboisement Nebeday*, 2016 à 2023).

En résumé malgré les productions issues de la littérature, les recommandations sont peu ou pas adoptées par les projets de restauration.

Cela est en partie dû à un manque d'outil standardisé accessible aux contraintes des gestionnaires. C'est-à-dire que certaines recommandations existent, mais les moyens de les appliquer sont trop peu nombreux. Nous avons ainsi proposé des outils et des recommandations ayant comme principal objectif de trouver un compromis entre contraintes des gestionnaires (principalement en termes de temps, de coût financier et d'expertise) et robustesse scientifique.

Pour la phase de conception des projets, nous avons développé les bases d'une méthode d'évaluation rapide de l'état des mangroves multicritère intégrant les aspects socio-économiques. Cet outil permettra d'estimer l'état pré-restauration du site, fournissant ainsi les informations nécessaires à l'élaboration d'un plan d'action de restauration et servant de base pour un suivi de l'état des mangroves après le projet. Cet outil estime l'état de la zone grâce une évaluation de plusieurs aspects de l'écosystème, contrairement à la majorité des méthodes existantes, dont les aspects socio-économiques. De plus, il est accompagné d'un protocole de terrain standardisé permettant de comparer correctement les résultats. Il s'aligne ainsi sur les recommandations actuelles et suit les orientations les plus récentes en matière de gestion environnementale (CGDD, 2021; OFB, 2023; Pioch et al., 2018).

Concernant la phase de suivi des projets de restauration, nous avons proposé une approche de suivi par télédétection à haute résolution, un outil éprouvé depuis plusieurs décennies pour cartographier les écosystèmes de mangroves. Notre approche, standardisée, repose sur deux éléments principaux : une analyse à plusieurs échelles temporelles, avec une première analyse réalisée environ 30 ans avant les travaux de restauration, suivie d'une analyse plus classique juste avant et environ 2 à 5 ans après le projet de restauration. L'analyse pré-restauration permet d'inscrire les résultats attendus du projet

dans la dynamique temporelle du site et donc de participer à la reconstitution du contexte historique du site (en complément d'une analyse de la bibliographie locale). Une étude à plusieurs échelles spatiales est également réalisée, englobant une large zone entourant le site de restauration et se concentrant précisément sur le site lui-même. Cette approche permet de situer les résultats escomptés de la restauration dans la dynamique spatiale globale du site. Cette approche permet, en complément d'autres mesures d'évaluation du projet, de mesurer les effets des mesures de restauration sur l'évolution du couvert en mangrove. Encore une fois, l'attention a été portée pour trouver un compromis entre la précision des images (utilisation d'images à haute résolution), la difficulté de l'analyse et l'accessibilité de l'approche pour les gestionnaires (utilisation d'images gratuites).

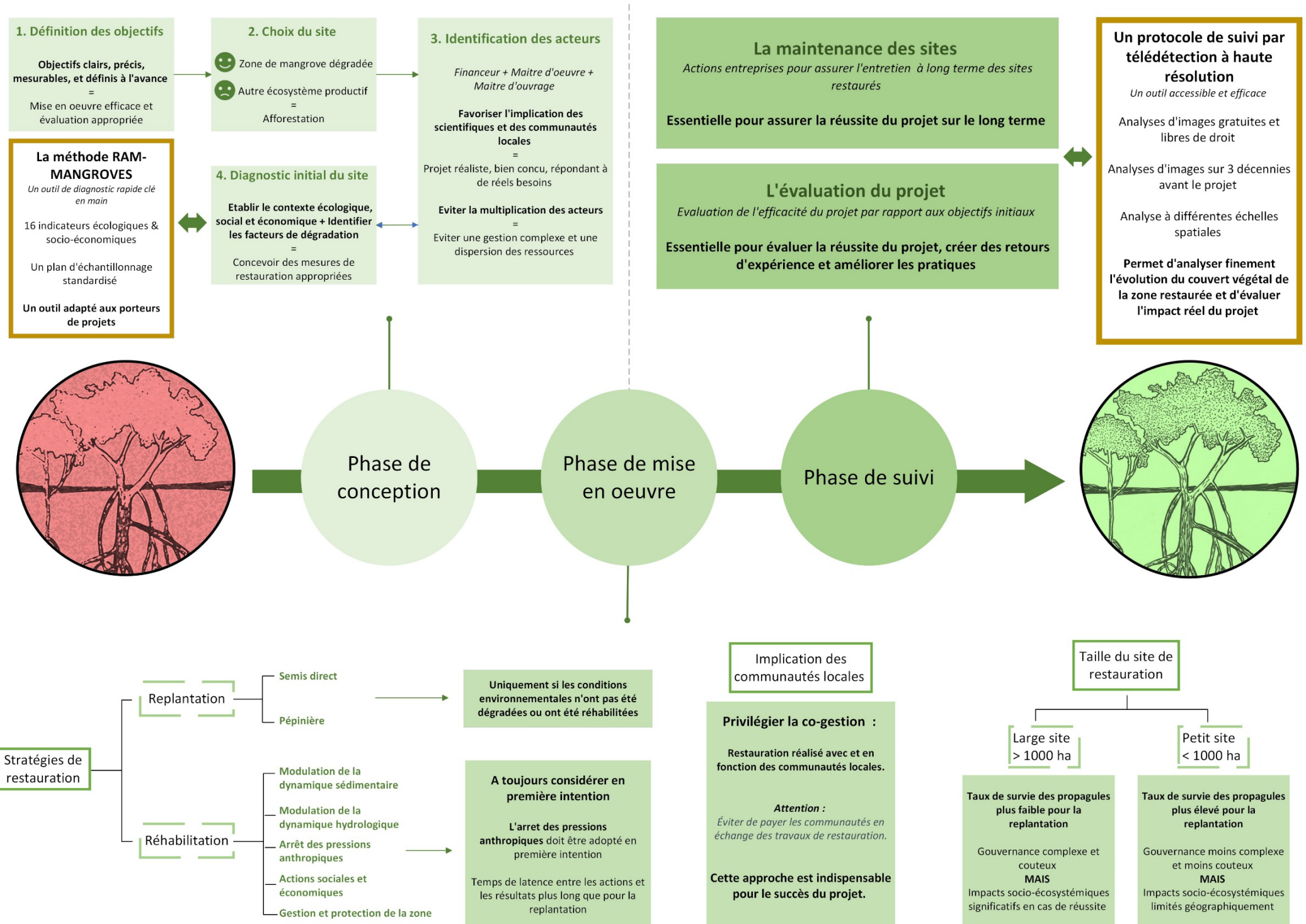


Figure 67 : Schéma de synthèse des principaux résultats

3. LES APPORTS ESSENTIELS DE NOTRE APPROCHE

Dans un premier temps, notre approche réaffirme que l'étude de l'écologie d'un milieu ne peut être complète sans une intégration étroite d'éléments issus des sciences sociales, car les communautés humaines font pleinement partie de leur environnement naturel. Les mangroves ne sont pas simplement des écosystèmes isolés ou de simples formations végétales, mais des espaces où la vie humaine et celles des écosystèmes non humains se rejoignent de manière complexe. Notre méthode reconnaît l'interconnexion profonde entre les activités humaines, les dynamiques sociales et les écosystèmes de mangrove. Cette approche considère les populations locales non seulement comme des acteurs, mais aussi comme des partenaires essentiels dans la restauration des mangroves. En impliquant activement les communautés dans la conception d'un projet de restauration, ces projets peuvent favoriser un équilibre crucial entre les besoins humains et la préservation de la biodiversité. En encourageant une compréhension approfondie des interactions entre les habitants et leur environnement, notre approche contribue à bâtir des initiatives de restauration durable.

Ce travail doctoral a permis de combler des lacunes dans les outils d'aide à la restauration des mangroves. En développant l'outil d'évaluation rapide, RAM MANGROVES, nous avons comblé un vide en fournissant aux gestionnaires un moyen standardisé et accessible d'estimer l'état initial des zones de restauration. Cette méthode intègre des aspects écologiques et socio-économiques, garantissant ainsi une compréhension holistique des écosystèmes de mangrove et de leur relation avec les communautés humaines. De plus, notre utilisation de la télédétection à haute résolution pour évaluer l'évolution du couvert végétal des projets offre une méthode adaptée, économique, et reproductible par les gestionnaires afin d'assurer un suivi robuste des projets de restauration des mangroves. Ces avancées méthodologiques contribuent au développement de nouvelles perspectives pour la science de la restauration des écosystèmes côtiers, en mettant l'accent sur une approche intégrée.

4. LIMITES DE L'ÉTUDE

Outre les limites détaillées dans chaque fin de chapitre, cette section détaille les limites générales de ce travail.

4.1. Un manque de données scientifiques

Dans un premier temps, le manque de données mobilisable pour une synthèse, et plus spécifiquement le manque de données scientifiques robustes et validées par les pairs, constitue une première limite à ce travail. En effet, un grand nombre des projets de restauration des mangroves ne font pas l'objet de publications scientifiques, les rapports de faisabilité, d'activité et d'évaluation sont souvent les seuls retours d'expériences disponibles et ils ne bénéficient pas d'une validation par les pairs. Cela peut engendrer un manque d'authenticité, de rigueur et d'objectivité dans les informations disponibles et donc une interprétation biaisée des résultats. Le choix de l'équipe de recherche a été d'inclure dans notre analyse à la fois les projets issus de la littérature scientifique et également les projets dont les informations ont été obtenues dans la littérature grise (principalement des documents réalisés par des bureaux d'études experts, des ONGs et des banques de fonds). Ce choix a été fait afin d'analyser un échantillon plus représentatif des projets pour permettre la répliquabilité des outils et recommandations, issus de nos interprétations. Certains auteurs ont fait le choix, par le passé, de n'inclure que des projets issus de la littérature scientifique (Ellison, 2000). Cependant, les méta-analyses excluant la littérature grise ont tendance à surreprésenter les données de projets réussis et plus complets, permettant des analyses plus robustes, mais ne permettant pas de décrire la réalité des projets de restauration. Nous pensons donc que la littérature grise peut être intégrée dans les méta-analyses telles que suggérées dans des études plus récentes par Conn et al. (2003) et Rothstein et al. (2005).

4.2. Un écosystème très diversifié

Dans un second temps, la grande diversité des mangroves et des modes de gestion complique la répliquabilité de nos travaux. Certains paramètres environnementaux, la diversité spécifique des palétuviers, la biodiversité associée, la gouvernance environnementale, les contributions qu'offre la mangrove aux sociétés humaines, ainsi que d'autres paramètres, varient en fonction des zones géographiques. Une étude à l'échelle mondiale est nécessaire pour évaluer de manière globale les pratiques et leur efficacité, mais elle est rendue difficile en raison de la grande diversité d'écosystèmes inclus à travers le terme mangroves. Les outils et les recommandations découlant de cette étude ne doivent pas être appliqués de manière indiscriminée, mais plutôt adaptés au contexte spécifique de la région considérée, que ce soit sur le plan écologique, social ou économique. En résumé, cette évaluation générale doit être complétée par des études locales afin d'optimiser le succès des projets, tout en conservant les principes et cadrages méthodologiques que nos travaux ont définis.

4.3. Une approche pragmatique

Comme soulevé à plusieurs reprises dans ce travail, de nombreux compromis ont été faits afin de rendre les outils réellement applicables par les gestionnaires tout en dégradant au minimum l'information. C'est le cas pour l'outil RAM-MANGROVES et l'approche par télédétection. Ces méthodes, de facto, simplifient l'information pour offrir une estimation de la réalité, tout en assumant que sans les contraintes évoquées plus haut, les évaluations seraient bien plus précises et robustes. Cela peut poser une contradiction en s'éloignant d'une science qui est traditionnellement basée sur l'exhaustivité des données. Ces approches apportent de manière certaine de la subjectivité. Mais nous pensons que, si ces efforts ne sont pas faits aujourd'hui, l'écart entre l'exigence académique dans le domaine et la réalité de ce qui est faisable et vraiment effectué par les gestionnaires sur le terrain continuera de se creuser. Les politiques nationales et internationales accordent de plus en plus

d'importance aux problématiques environnementales, il est donc crucial de rendre accessibles les recommandations scientifiques grâce à des outils et des méthodes adaptées.

4.4. Les limites temporelles

Enfin, il est important de souligner les limites temporelles de cette étude. En effet, le temps de latence entre la mise en œuvre des mesures de restauration et les effets sur l'écosystème dépendent de nombreux facteurs et peuvent être conséquents. L'analyse de la réponse des écosystèmes aux actions de restauration effectuée lors de ce travail constituant la base de nos recommandations peut être compromise par cet aspect. Ces réponses peuvent en effet évoluer dans le temps. Ce que nous considérons aujourd'hui comme un projet réussi peut se révéler être un échec dans quelques années, et inversement.

5. PERSPECTIVES

La restauration des mangroves est un sujet complexe et interdisciplinaire. En raison du niveau limité de connaissances scientifiques sur ce sujet, le potentiel de production scientifique est fort, quelques études paraissent importantes à réaliser à la suite de ce travail.

5.1. Multiplier les retours d'expériences

Il serait nécessaire de continuer à développer la base de données des projets de restauration afin de centraliser les retours d'expériences et de pouvoir plus facilement dégager des tendances et produire des recommandations adéquates. Pour cela, plusieurs pistes peuvent être envisagées selon nous. Tout d'abord rendre la base de données publique, sous la forme d'une plateforme en ligne où chaque personne investie dans un projet de restauration peut soumettre des informations, après vérifications des sources. Cette plateforme serait donc en phase avec les recommandations actuelles d'utilisation des sciences participatives dans le cadre des projets de restauration des mangroves (Tulloch et al., 2013). De plus, la plateforme pourrait être couplée avec l'application en ligne et sur smartphones développée par l'UICN et nommée « ROM » (Réseau national d'Observation et d'aide à la gestion des Mangroves, voir sur le lien suivant : <https://uicn.fr/une-nouvelle-application-pour-protger-les-mangroves-rom/>). Un partenariat existe déjà entre l'équipe de recherche et l'UICN et une version légèrement modifiée des résultats de nos travaux de thèse, avec la méthode RAM-MANGROVES, sera utilisée pour le développement de la nouvelle version de l'application en 2025 (décision et validation obtenue en février 2024).

5.2. Continuer de développer la méthode RAM-MANGROVES

Dans un premier temps, une étape de validation de la méthode RAM MANGROVE par intercalibration avec une autre méthode renforcerait grandement la méthode. D'après Sutula et al. (2006), une étape

primordiale dans le développement d'une RAM est la vérification de la robustesse de l'évaluation en comparant les résultats de la RAM aux résultats d'une évaluation plus précise et plus exhaustive de l'état écosystémique du milieu, c'est-à-dire en réalisant une évaluation sans les contraintes de temps, coûts et compétences techniques imposées par les RAM. Cette phase est très rarement réalisée par les concepteurs des RAM. En effet, il n'existe pas dans la littérature consultée de telle évaluation. Les mangroves ne font pas exception. Une solution proposée Sutula et al. (2006) est que les concepteurs réalisent eux-mêmes cette évaluation plus précise et exhaustive. Cela permet de plus de s'affranchir du biais temporel et géographique, en effet les deux évaluations peuvent être effectuées sur un court laps de temps et dans la même zone. Cette étude aurait un coût financier très élevé, mais permettrait d'assurer à la RAM une évaluation plus robuste. Une autre solution est d'attendre la mise au point d'une méthode de ce type par d'autres auteurs, et la tester sur une même zone et sur un laps de temps court afin d'estimer la robustesse de la RAM.

En l'absence d'inter calibration, l'utilisation du cadre conceptuel décrit par Yando et al. (2021) pourrait améliorer la robustesse de la méthode. L'objectif principal du cadre conceptuel présenté dans nos recherches est de fournir une approche intégrée pour évaluer la dégradation des écosystèmes de mangroves sur une zone spécifique. Ce cadre se concentre sur l'identification des facteurs de dégradation, tant anthropiques que naturels, à travers une sélection d'indicateurs spécifiques à la structure et aux services écosystémiques. Les étapes clés pour l'application de ce cadre incluent la catégorisation des différents types de pression affectant les mangroves, la sélection et l'analyse d'indicateurs pertinents pour chaque type de pression, la comparaison de l'état actuel des mangroves à des conditions de référence prédéfinies, et la visualisation des résultats pour faciliter l'interprétation et l'identification des zones nécessitant une intervention à travers un algorithme générant des diagrammes de synthèse de l'état de la zone.

L'intégration de ce cadre dans la méthode RAM MANGROVES pourrait améliorer cette dernière en offrant une méthode plus structurée pour identifier et analyser les divers facteurs de pression affectant les mangroves sur une zone donnée. De plus, l'approche multicritère proposée par ce cadre offre une opportunité d'incorporer une diversité large d'indicateurs écologiques, sociaux et économiques, en accord avec notre cadre conceptuel d'étude.

Ce cadre, tout en apportant une structure pour évaluer les mangroves, souffre de certaines limites. Une des principales limites réside dans l'absence d'explication claire sur l'articulation entre les facteurs de dégradation et l'état de l'écosystème, ce qui entraîne une certaine confusion dans l'analyse. De plus, le cadre se concentre de manière exclusive sur la dégradation des mangroves sans prendre en compte la possibilité qu'une mangrove puisse être dans un bon état ou capable de se régénérer naturellement. Cette approche induit un biais conceptuel significatif, omettant une vision plus nuancée et dynamique de l'état des mangroves. De plus, bien que le cadre encourage l'utilisation de conditions de référence pour évaluer la dégradation, le choix de ces références peut être sujet à des biais et dépend fortement de la disponibilité et de la qualité des données historiques et spatiales.

Dans un second temps, un protocole d'adaptation de la méthode RAM à d'autres territoires sera d'une grande utilité. Cette adaptation n'a pu être développée en 3 ans avec un nombre limité de missions de terrain (3 missions de terrain), mais il s'agit d'un objectif de moyen terme des acteurs réunis dans ce projet de recherche partenarial avec un bureau d'études (thèse CIFRE). En effet, même si le développement d'une méthode universelle n'est pas possible, la base méthodologique que nous avons développée a pour vocation de se déployer dans d'autres territoires. Pour cela, il faut d'abord définir les paramètres invariants de la méthode (attributs/indicateurs/notes ainsi que le plan d'échantillonnage). Ensuite, il faut déterminer la portée biogéographique des différents protocoles pour chaque indicateur afin de créer des protocoles par typologie de mangroves. Dans cette optique,

un projet de postdoctorat est prévu, financé par le Ministère de la Transition Ecologique (MTE) via l'IFRECOR, l'Université de Mayotte et le bureau d'étude Créocéan. Le projet possède deux objectifs : (i) publier le cadre méthodologique de la RAM Mangroves dans un guide ainsi que (ii) tester l'adaptation des indicateurs, définir leurs seuils ainsi qu'un protocole standardisé de terrain pour le territoire de Mayotte. De plus, ce projet vise à estimer la portée biogéographique de la méthode, par cela on entend savoir si l'état des mangroves environnantes à Mayotte peut efficacement être estimé à l'aide de l'outil RAM Mangroves.

D'autre part, un programme de recherche en cours sur les mangroves du Brésil nous offre l'opportunité de tester notre méthode sur les écosystèmes de mangroves brésiliens. Ce programme, intitulé « Évaluation de l'État des Systèmes Socio-Écologiques de Mangrove » (EESSEM), est piloté par l'Institut Français de Pondichéry (IFP) et coordonné par Julien Andrieu (<https://www.ifpindia.org/projects/assessment-of-the-state-of-mangrove-socio-ecological-systems/>).

Il se concentre sur une évaluation interdisciplinaire – englobant l'écologie, la géographie et l'anthropologie – de l'état d'un système socio-écologique de mangrove au Brésil, prenant en compte tant l'écosystème que le bien-être des Populations Indigènes et des Communautés Locales (IPLCs) dépendant de la mangrove pour leur subsistance. Cette approche nous permettra de juxtaposer la RAM à des analyses plus poussées et spécifiques déjà entreprises, incluant des études botaniques, l'utilisation de l'ADN environnemental, l'évaluation des impacts anthropiques, ainsi que des enquêtes socio-économiques.

5.3. Améliorer le suivi des projets de restauration

Concernant les outils de suivi par télédétection, une piste particulièrement intéressante pourrait être creusée, celle du LiDAR (« Light Detection And Ranging »). Le LiDAR utilise des ondes électromagnétiques proches du visible afin d'obtenir des informations sur un objet. De récentes recherches ont mis en lumière la grande utilité que pourrait avoir cet outil dans le contexte précis de la conservation et de la restauration des mangroves (Niwa et al., 2023; Pham et al., 2019). Niwa et al (2023) ont mesuré la structure tridimensionnelle des palétuviers d'une forêt de mangrove au Japon. L'utilisation du LiDAR leur a permis d'obtenir des informations sur le diamètre des palétuviers à la poitrine (DBH) et la taille de la canopée. Cependant les auteurs soulignent les limites de cette méthode, notamment lorsque les forêts sont constituées de nombreuses racines, constituant un ensemble très dense, les analyses comportent alors des taux d'erreur plus élevés. L'acquisition de la taille de la canopée de manière fiable et automatisée grâce au LiDAR pourrait également améliorer l'indicateur hauteur de la canopée de la méthode RAM-MANGROVES. Le principal avantage du LiDAR, en plus d'accéder à la structure tri dimensionnelle des palétuviers est la possibilité de le déployer de plusieurs manières, des appareils compacts pouvant être déployés à pied et rentrer facilement dans un sac à dos pour les études très localisées ; le LiDAR peut également être sur un drone, permettant de couvrir de plus vaste zone. Il peut également être déployé sur des avions ou des hélicoptères et enfin, pour des analyses couvrant de très grandes zones, ces systèmes peuvent également être embarqués sur des satellites. Un des inconvénients majeurs de cette méthode est son coût d'acquisition, environ 10 000 US \$, cet outil est donc majoritairement destiné aux organismes qui en ont déjà fait l'acquisition ou qui souhaitent investir dans cette technologie, pour de futurs projets.

5.4. Mieux intégrer les aspects socio-économiques dans les projets

Afin d'aider les porteurs de projets à véritablement intégrer les aspects socio-économiques dans les projets, un guide pour l'implication des communautés locales dans les projets de restauration des mangroves, en se basant sur des exemples de cogestion réussis, pourrait être une approche prometteuse. Voici comment cette idée pourrait être développée :

- Identification des pratiques de cogestion réussies : Documenter des études de cas où la cogestion a mené à des résultats positifs, tant pour la conservation des mangroves que pour le bien-être économique des communautés. Identifier les points clés qui permettront de structurer le guide.
- Développement d'un cadre participatif : Élaborer un guide étape par étape pour impliquer efficacement les communautés locales dès les premières étapes de la planification des projets. Cela peut inclure des ateliers participatifs, des enquêtes sur les usages des mangroves, et des discussions sur les attentes et préoccupations des communautés.
- Formations à destination des communautés locales : Proposer des programmes de formation pour les membres de la communauté sur les techniques de restauration des mangroves, la gestion durable des ressources, et les avantages écologiques et économiques de la conservation des mangroves. Cela peut renforcer l'autonomie des communautés dans la gestion des projets.
- Formations à destination des gestionnaires : Proposer des programmes de formation pour les gestionnaires sur les sociétés du Sud Global, les spécificités de ces sociétés ainsi que sur les enjeux et les contraintes des programmes de restauration des mangroves dans ces régions.

5.5. Évaluer les effets de la restauration sur les écosystèmes associés aux mangroves

Enfin, les mangroves peuvent s'inscrire dans un continuum d'écosystèmes, dans certaines régions du monde, interconnecté de manière complexe. Ce continuum se caractérise par la succession des écosystèmes de mangroves, d'herbiers marins et de récifs coralliens. Lorsque ce continuum existe, toute action sur l'un de ces écosystèmes a des répercussions sur les autres (Guannel et al., 2016). Il serait donc intéressant d'explorer les conséquences des différents types de projets de restauration des mangroves sur cet ensemble écologique continu.

6. CONCLUSION GÉNÉRALE

Dans le cadre de cette recherche sur la restauration des mangroves, l'objectif principal était de répondre à la problématique suivante : **Dans quelle mesure la restauration écologique des mangroves est-elle efficace ?**

L'efficacité des projets de restauration des mangroves se révèle étroitement liée à la qualité de la conception du projet, à la pertinence des mesures de restauration sélectionnées, à l'engagement actif des communautés locales et à l'utilisation d'outils d'évaluation appropriés. À travers les différentes phases des projets de restauration, des facteurs d'échec ont été identifiées et des solutions ont été proposées pour améliorer leur efficacité globale.

L'importance cruciale de la phase de conception souvent sous-estimée a été confirmée. L'analyse de la littérature a, entre autres, révélé une lacune concernant une méthode intégrée d'évaluation de l'état des mangroves incluant des paramètres socio-économiques. Pour combler cette lacune, les fondements d'une méthode d'évaluation rapide, nommée RAM-MANGROVES, ont été développés. Cette méthode, structurée autour de 16 indicateurs répartis en 5 attributs (évaluation des palétuviers, évaluation du sol, biodiversité associée, contexte paysager et évaluation de la relation mangroves-société), et accompagnés d'un protocole de terrain standardisé (spécifiquement pour le delta du Saloum au Sénégal), vise à fournir une base méthodologique adaptée aux contraintes des gestionnaires, pour maximiser les chances d'une utilisation et d'une évaluation effectives.

Dans le cadre de la phase de mise en œuvre des mesures de restauration, l'analyse approfondie du processus, basée sur l'étude de cas aux Philippines, met en lumière l'importance de l'évaluation préalable du contexte écologique et social, du choix avisé des mesures de restauration et de l'engagement actif des communautés locales. Ces éléments soulignent la nécessité absolue d'une approche systémique, intégrant des aspects écologiques, sociaux et économiques, pour assurer le

succès des projets de restauration des mangroves. De manière générale, en considérant l'ensemble des projets financés par le FFEM (objets de nos travaux), il apparaît que les seuls projets ayant abouti à des résultats positifs sont ceux liés à la restauration d'anciens bassins à crevettes ou d'anciennes salines. En revanche, tous les projets visant à réhabiliter la sédimentologie dans le but de restaurer les mangroves par la suite se sont avérés infructueux, selon l'état actuel des connaissances.

Enfin, l'analyse de la littérature concernant le suivi des projets de restauration souligne une lacune notable : le suivi-évaluation est insuffisamment réalisé. Cette insuffisance entrave non seulement la capitalisation des retours d'expérience, mais également l'analyse critique et l'amélioration des projets. Pour pallier cette lacune, une approche par télédétection afin d'évaluer l'évolution des surfaces de palétuviers a été développée. Cette approche, envisagée comme un complément aux autres mesures de suivi, se distingue par son accessibilité technique et économique pour les gestionnaires de projets. Elle permet également de mettre en perspective les résultats supposés du projet à la dynamique spatiale et temporelle naturelle des sites de restauration.

La méthode RAM-Mangroves et l'approche par télédétection se distinguent par leur équilibre entre les défis d'acquisition, le coût financier et la précision des données, visant à maximiser les chances de déploiement effectif par les porteurs de projets. Elles visent ainsi à offrir une solution pragmatique répondant aux besoins spécifiques des initiatives de restauration, tout en prenant en compte la faisabilité technique et économique et en assurant une collecte de données suffisamment précises pour orienter les décisions stratégiques.

En somme, ce travail de recherche doctorale a exploré la question de l'efficacité de la restauration écologique des mangroves. En intégrant ces connaissances dans les pratiques futures, il est possible de renforcer l'efficacité des initiatives de restauration, contribuant ainsi à la préservation de ces socio-écosystèmes d'une grande importance pour l'humanité.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbas, A. W., Minallh, N., Ahmad, N., Abid, S. A. R., & Khan, M. A. A. (2016). K-Means and ISODATA clustering algorithms for landcover classification using remote sensing. *Sindh University Research Journal-SURJ (Science Series)*, 48(2).
- Abeyasinghe, P. D. (2010). Antibacterial activity of some medicinal mangroves against antibiotic resistant pathogenic bacteria. *Indian journal of pharmaceutical sciences*, 72(2), 167.
- Abubakar, S., Kadir, M. A. K. M. A., Pertiwi, R. T. A., Rina, R., Subur, R., Sunarti, S., Abubakar, Y., Susanto, A. N., & Fadel, A. H. (2021). Fauna Biodiversity as Indicator of Mangrove Forest Health on Moti Island, Moti District, Ternate City. *Jurnal Biologi Tropis*, 21(3), Article 3. <https://doi.org/10.29303/jbt.v21i3.3009>
- Acuña-Piedra, J. F., & Quesada-Román, A. (2021). Multidecadal biogeomorphic dynamics of a deltaic mangrove forest in Costa Rica. *Ocean & Coastal Management*, 211, 105770. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105770>
- Alatorre, L. C., Sánchez-Carrillo, S., Miramontes-Beltrán, S., Medina, R. J., Torres-Olave, M. E., Bravo, L. C., Wiebe, L. C., Granados, A., Adams, D. K., & Sánchez, E. (2016). Temporal changes of NDVI for qualitative environmental assessment of mangroves : Shrimp farming impact on the health decline of the arid mangroves in the Gulf of California (1990–2010). *Journal of Arid Environments*, 125, 98-109.
- Albers, T., & Schmitt, K. (2015). Dyke design, floodplain restoration and mangrove co-management as parts of an area coastal protection strategy for the mud coasts of the Mekong Delta, Vietnam. *Wetlands Ecology and Management*, 23(6), 991-1004. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9441-3>

- Alexander, S., Nelson, C. R., Aronson, J., Lamb, D., Cliquet, A., Erwin, K. L., Finlayson, C. M., de Groot, R. S., Harris, J. A., Higgs, E. S., Hobbs, R. J., Robin Lewis III, R. R., Martinez, D., & Murcia, C. (2011). Opportunities and Challenges for Ecological Restoration within REDD+. *Restoration Ecology*, 19(6), 683-689. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00822.x>
- Alexandris, N., Chatenoux, B., Harriman, L., Lopez Torres, L., & Peduzzi, P. (2013). *Monitoring mangroves restoration from space*.
- Alongi, D. (2009). *The energetics of mangrove forests*. Springer Science & Business Media.
- Alongi, D. M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3), 331-349. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>
- Alongi, D. M. (2008). Mangrove forests : Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, coastal and shelf science*, 76(1), 1-13.
- Alongi, D. M. (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3(3), 313-322. <https://doi.org/10.4155/cmt.12.20>
- Alves, B., Angnuureng, D. B., Morand, P., & Almar, R. (2020). A review on coastal erosion and flooding risks and best management practices in West Africa : What has been done and should be done. *Journal of Coastal Conservation*, 24, 1-22.
- Amaral, V., Penha-Lopes, G., & Paula, J. (2009). Effects of vegetation and sewage load on mangrove crab condition using experimental mesocosms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84(3), 300-304. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.07.007>
- Andradi-Brown, D. A., Howe, C., Mace, G. M., & Knight, A. T. (2013). Do mangrove forest restoration or rehabilitation activities return biodiversity to pre-impact levels? *Environmental Evidence*, 2, 1-8.
- Andrieu, J. (2008). *Dynamique des paysages dans les régions septentrionales des Rivières-du-Sud (Sénégal, Gambie, Guinée-Bissau)* [PhD Thesis]. Univeristé Paris Diderot Paris 7.

- Andrieu, J. (2018). Land cover changes on the West-African coastline from the Saloum Delta (Senegal) to Rio Geba (Guinea-Bissau) between 1979 and 2015. *European Journal of Remote Sensing*, 51(1), 314-325.
- Andrieu, J., Cormier-Salem, M.-C., Descroix, L., Sané, T., & Ndour, N. (2019). Correctly assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem : 1986–2010 An answer to Carney et al.(2014) paper “Assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986–2010”. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 13, 337-347.
- Andrieu, J., Lombard, F., Fall, A., Thior, M., Ba, B. D., & Dieme, B. E. A. (2020). Botanical field-study and remote sensing to describe mangrove resilience in the Saloum Delta (Senegal) after 30 years of degradation narrative. *Forest Ecology and Management*, 461, 117963.
- Andrieu, J., & Mering, C. (2008). *Cartographie par télédétection des changements de la couverture végétale sur la bande littorale ouest-africaine : Exemple des Rivières du Sud du delta du Saloum au Rio Geba*. 27.
- Ariyanto, A., Hidayati, E., & Iswandi, W. (2020). Managing Mangrove Essential Ecosystem Area : A Strategy Analysis in Pangpang Bay Area, Wringinputih Village, East Java, Indonesia. *J. Saemaology*, 5, 33-64.
- Ashton, E. C. (2008). The impact of shrimp farming on mangrove ecosystems. *CABI Reviews*, 2008, 12-pp.
- Ashton, E. C., Hogarth, P. J., & Macintosh, D. J. (2003). A comparison of brachyuran crab community structure at four mangrove locations under different management systems along the Melaka Straits-Andaman Sea Coast of Malaysia and Thailand. *Estuaries*, 26, 1461-1471.
- Bandaranayake, W. M. (1998). Traditional and medicinal uses of mangroves. *Mangroves and salt marshes*, 2, 133-148.

- Banerjee, K., Roy Chowdhury, M., Sengupta, K., Sett, S., & Mitra, A. (2012). Influence of anthropogenic and natural factors on the mangrove soil of Indian Sundarbans wetland. *Archives of Environmental Science*, 6, 80-91.
- Barbier, E. B., Koch, E. W., Silliman, B. R., Hacker, S. D., Wolanski, E., Primavera, J., Granek, E. F., Polasky, S., Aswani, S., & Cramer, L. A. (2008). Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *science*, 319(5861), 321-323.
- Barbosa, F. M., Cuambe, C. C., & Bandeira, S. O. (2001). Status and distribution of mangroves in Mozambique. *South African Journal of Botany*, 67(3), 393-398.
- Barnaud, G., & Coïc, B. (2010). *Mesures compensatoires et correctives liées à la destruction des zones humides : Revue bibliographique et analyse critique des méthodes. Convention ONEMA–MNHN*, 104 p. <https://www.pyrenees-pireneus.com/Environnement-Pyrenees/Mesures-Compensatoires/2011-09-00-Mesures-compensatoires-correctives-liees-destruction-zones-Rapport-final.pdf>
- Barnuevo, A., Asaeda, T., Sanjaya, K., Kanesaka, Y., & Fortes, M. (2017a). Drawbacks of mangrove rehabilitation schemes : Lessons learned from the large-scale mangrove plantations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 198, 432-437. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.02.015>
- Barnuevo, A., Asaeda, T., Sanjaya, K., Kanesaka, Y., & Fortes, M. (2017b). Drawbacks of mangrove rehabilitation schemes : Lessons learned from the large-scale mangrove plantations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 198, 432-437. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.02.015>
- Bas, A., Jacob, C., Hay, J., Pioch, S., & Thorin, S. (2016). Improving marine biodiversity offsetting : A proposed methodology for better assessing losses and gains. *Journal of environmental management*, 175, 46-59.

- Bash, J. S., & Ryan, C. M. (2002). Stream Restoration and Enhancement Projects : Is Anyone Monitoring? *Environmental Management*, 29(6), 877-885. <https://doi.org/10.1007/s00267-001-0066-3>
- Bassene, O. A., Cubizolle, H., Cormier-Salem, M. C., & Sy, B. A. (2013). L'impact des changements démographiques et socio-économiques sur la perception et la gestion de la mangrove en Basse Casamance (Sénégal). *Géocarrefour*, 88(4), 299-315.
- Beck, M. W., Lange, G. M., & Accounting, W. (2016). *Managing coasts with natural solutions : Guidelines for measuring and valuing the coastal protection services of mangroves and coral reefs*. The World Bank.
- Begum, F., Lobry de Bruyn, L., Kristiansen, P., & Islam, M. A. (2021). Institutionalising co-management activities for conservation of forest resources : Evidence from the Sundarban mangrove forest management of Bangladesh. *Journal of Environmental Management*, 298, 113504. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113504>
- Bergmann, M., Gutow, L., & Klages, M. (2015). *Marine anthropogenic litter*. Springer Nature. <https://library.oapen.org/bitstream/handle/20.500.12657/28030/1001966.pdf>
- Berque, A. (2016). *Écoumène : Introduction à l'étude des milieux humains*. <https://philpapers.org/rec/BEREI-7>
- Bertrand, G., & Tricart, J. (1968). Paysage et géographie physique globale. Esquisse méthodologique. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 39(3), 249-272.
- Bezombes, L., Gaucherand, S., Kerbiriou, C., Reinert, M.-E., & Spiegelberger, T. (2017). Ecological Equivalence Assessment Methods : What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? *Environmental Management*, 60(2), 216-230. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0877-5>

- Biswas, S. R., Mallik, A. U., Choudhury, J. K., & Nishat, A. (2009). A unified framework for the restoration of Southeast Asian mangroves—Bridging ecology, society and economics. *Wetlands Ecology and Management*, 17(4), 365-383. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9113-7>
- Block, W. M., Franklin, A. B., Ward Jr., J. P., Ganey, J. L., & White, G. C. (2001). Design and Implementation of Monitoring Studies to Evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife. *Restoration Ecology*, 9(3), 293-303. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003293.x>
- Bond, W. J. (1994). Keystone Species. In E.-D. Schulze & H. A. Mooney (Éds.), *Biodiversity and Ecosystem Function* (p. 237-253). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-58001-7_11
- Bosire, J. O., Dahdouh-Guebas, F., Walton, M., Crona, B. I., Lewis, R. R., Field, C., Kairo, J. G., & Koedam, N. (2008). Functionality of restored mangroves : A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 251-259. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.03.010>
- Bowman, H. H. M. (1918). *Ecology and Physiology of the Red Mangrove...* University of Pennsylvania.
- Brown, B., Fadillah, R., Nurdin, Y., Soulsby, I., & Ahmad, R. (2014). CASE STUDY : Community Based Ecological Mangrove Rehabilitation (CBEMR) in Indonesia. *S.A.P.I.EN.S. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, 7.2, Article 7.2. <https://journals.openedition.org/sapiens/1589>
- Bugnot, A. B., Mayer-Pinto, M., Airoidi, L., Heery, E. C., Johnston, E. L., Critchley, L. P., Strain, E. M. A., Morris, R. L., Loke, L. H. L., & Bishop, M. J. (2021). Current and projected global extent of marine built structures. *Nature Sustainability*, 4(1), 33-41.
- Bulmer, R. H., Schwendenmann, L., & Lundquist, C. J. (2016). Allometric Models for Estimating Aboveground Biomass, Carbon and Nitrogen Stocks in Temperate *Avicennia marina* Forests. *Wetlands*, 36(5), 841-848. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0793-0>

- Cahoon, D. R., & Hensel, P. (2002). *Hurricane Mitch : A regional perspective on mangrove damage, recovery and sustainability*. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Cai, W.-J. (2011). Estuarine and coastal ocean carbon paradox : CO₂ sinks or sites of terrestrial carbon incineration? *Annual review of marine science*, 3, 123-145.
- Calel, R. (2013). Carbon markets : A historical overview. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 4(2), 107-119.
- Cao, S., Xia, C., Li, W., & Xian, J. (2021). Win–win path for ecological restoration. *Land Degradation & Development*, 32(1), 430-438.
- Carletti, A., Leo, G. A. D., & Ferrari, I. (2004). A critical review of representative wetland rapid assessment methods in North America. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(S1), S103-S113. <https://doi.org/10.1002/aqc.654>
- CGDD. (2021). *APPROCHE STANDARDISÉE DU DIMENSIONNEMENT DE LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE*.
https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Approche_standardis%C3%A9e_dimensionnement_compensation_%C3%A9cologique.pdf
- Chazdon, R. L., Falk, D. A., Banin, L. F., Wagner, M., J. Wilson, S., Grabowski, R. C., & Suding, K. N. (2021). The intervention continuum in restoration ecology : Rethinking the active–passive dichotomy. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.13535>
- Cheong, S.-M., Silliman, B., Wong, P. P., Van Wesenbeeck, B., Kim, C.-K., & Guannel, G. (2013). Coastal adaptation with ecological engineering. *Nature climate change*, 3(9), 787-791.
- Chowdhury, A., Naz, A., & Maiti, S. K. (2023). Variations in Soil Blue Carbon Sequestration between Natural Mangrove Metapopulations and a Mixed Mangrove Plantation : A Case Study from the World's Largest Contiguous Mangrove Forest. *Life*, 13(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/life13020271>

- Chowdhury, S. (2015). Indication of Habitat Quality Ad Environmental Health by Fiddler Crabs (UCA : Ocypodidae): A Potential Bioindicator for Mangrove Ecosystems. *COHERENCE*, 50.
- Cissell, J. R., Delgado, A. M., Sweetman, B. M., & Steinberg, M. K. (2018). Monitoring mangrove forest dynamics in Campeche, Mexico, using Landsat satellite data. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 9, 60-68.
- Clough, B. F. (1992). Primary productivity and growth of mangrove forests. *Tropical mangrove ecosystems*, 41, 225-249.
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. (2016). Nature-based solutions to address global societal challenges. *IUCN: Gland, Switzerland*, 97, 2016-2036.
- COMHAFAT, A. (2014). *Synthèse de l'étude sur les industries des pêches et de l'aquaculture au Bénin*. Conférence ministérielle sur la coopération halieutique entre les états africains riverains de l'océan Atlantique, Bénin.
<https://www.comhafat.org/fr/files/publications/1717201422050PM.pdf>
- Conn, V. S., Valentine, J. C., Cooper, H. M., & Rantz, M. J. (2003). Grey Literature in Meta-Analyses. *Nursing Research*, 52(4), 256.
- Corlett, R. T. (2016). Restoration, Reintroduction, and Rewilding in a Changing World. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(6), 453-462. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.017>
- Cormier-Salem. (2017). Let the Women Harvest the Mangrove. Carbon Policy, and Environmental Injustice. *Sustainability*, 9(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/su9081485>
- Cormier-Salem, Diéye, E. H. B., & Sané, T. (2015). *Légitimité des politiques de reboisement des palétuviers en Casamance*. <https://rivieresdusud.iasz.sn/handle/123456789/186>
- Cormier-Salem, M.-C. (1994). *Dynamique et usages de la mangrove dans les pays des rivières du sud, du Sénégal à la Sierra Leone*. IRD Editions.

- <https://books.google.com/books?hl=fr&lr=&id=FouH3OTC52kC&oi=fnd&pg=PA5&dq=mangroves+usages+s%C3%A9n%C3%A9gal&ots=i17CCqxfgy&sig=dVUDF4waEUxflAJ1L1yCQ56HKfY>
- Cormier-Salem, M.-C. (1999). Rivières du Sud : Sociétés et mangroves ouest-africaines. (*No Title*). <https://cir.nii.ac.jp/crid/1130282269847469568>
- Cormier-Salem, M.-C. (2000). Les littoraux à mangrove, des régions fragiles ? In Y. Gillon, C. Chaboud, J. Boutrais, C. Mullon, & J. Weber (Éds.), *Du bon usage des ressources renouvelables* (p. 75-87). IRD Éditions. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.25364>
- Cormier-Salem, & Panfili, J. (2016). Mangrove reforestation : Greening or grabbing coastal zones and deltas? Case studies in Senegal. *African Journal of Aquatic Science*, 41(1), 89-98. <https://doi.org/10.2989/16085914.2016.1146122>
- Cristofoli, S., & Mahy, G. (2010). Restauration écologique : Contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 14(1).
- Cruz, A. H. (2023). Impact of Plastic Waste Ingestion by Fish. *Circular Economy and Sustainability*, 3(1), 607-616. <https://doi.org/10.1007/s43615-022-00242-1>
- Dahdouh-Guebas, F., Hugé, J., Abuchahla, G. M. O., Cannicci, S., Jayatissa, L. P., Kairo, J. G., Kodikara Arachchilage, S., Koedam, N., Mafaziya Nijamdeen, T. W. G. F., Mukherjee, N., Poti, M., Prabakaran, N., Ratsimbazafy, H. A., Satyanarayana, B., Thavanayagam, M., Vande Velde, K., & Wodehouse, D. (2021). Reconciling nature, people and policy in the mangrove social-ecological system through the adaptive cycle heuristic. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 248, 106942. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106942>
- Dahdouh-Guebas, F., Mathenge, C., Kairo, J. G., & Koedam, N. (2000). Utilization of mangrove wood products around Mida Creek (Kenya) amongst subsistence and commercial users. *Economic Botany*, 513-527.

- Dardel, C., Kergoat, L., Hiernaux, P., Mougin, E., Grippa, M., & Tucker, C. J. (2014). Re-greening Sahel : 30 years of remote sensing data and field observations (Mali, Niger). *Remote Sensing of Environment*, 140, 350-364.
- Das, S. C., Das, S., & Tah, J. (2022). Mangrove Forests and People's Livelihoods. In *Mangroves : Biodiversity, Livelihoods and Conservation* (p. 153-173). Springer.
- Datta, D., Chattopadhyay, R. N., & Guha, P. (2012). Community based mangrove management : A review on status and sustainability. *Journal of Environmental Management*, 107, 84-95.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.013>
- Davaasuren, N., & Meesters, H. W. G. (2012). *Extent and health of mangroves in Lac Bay Bonaire using satellite data*. IMARES. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/210443>
- De Almeida, L. T., Olímpio, J. L. S., Pantalena, A. F., de Almeida, B. S., & de Oliveira Soares, M. (2016). Evaluating ten years of management effectiveness in a mangrove protected area. *Ocean & Coastal Management*, 125, 29-37. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.03.008>
- De Dominicis, M., Wolf, J., van Hespén, R., Zheng, P., & Hu, Z. (2023). Mangrove forests can be an effective coastal defence in the Pearl River Delta, China. *Communications Earth & Environment*, 4(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00672-7>
- De Leo, G. A., & Levin, S. (1997). The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation ecology*, 1(1).
- De Rezende, C. E., Kahn, J. R., Passareli, L., & Vásquez, W. F. (2015). An economic valuation of mangrove restoration in Brazil. *Ecological Economics*, 120, 296-302.
- Deng, H., He, J., Feng, D., Zhao, Y., Sun, W., Yu, H., & Ge, C. (2021). Microplastics pollution in mangrove ecosystems : A critical review of current knowledge and future directions. *Science of The Total Environment*, 753, 142041. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142041>

- Devaney, J. L., Marone, D., & McElwain, J. C. (2021). Impact of soil salinity on mangrove restoration in a semiarid region : A case study from the Saloum Delta, Senegal. *Restoration Ecology*, 29(2), e13186. <https://doi.org/10.1111/rec.13186>
- Devictor, V. (2018a). Biodiversity offsetting : Epistemic background and technoscientific reframing. *Natures Sciences Societes*, 26(2), 136-149.
- Devictor, V. (2018b). La compensation écologique : Fondements épistémiques et reconfigurations technoscientifiques. *Natures Sciences Sociétés*, 26(2), 136-149. <https://doi.org/10.1051/nss/2018032>
- Díaz, S. M., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., & Butchart, S. (2019). *The global assessment report on biodiversity and ecosystem services : Summary for policy makers*.
- Diop, E. S., Soumare, A., Diallo, N., & Guisse, A. (1997). Recent changes of the mangroves of the Saloum River Estuary, Senegal. *Mangroves and salt marshes*, 1, 163-172.
- Djenontin, I. N. S., & Meadow, A. M. (2018). The art of co-production of knowledge in environmental sciences and management : Lessons from international practice. *Environmental Management*, 61(6), 885-903. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1028-3>
- Drennan, P., & Pammenter, N. W. (1982). Physiology of salt excretion in the mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *New Phytologist*, 91(4), 597-606.
- Duke, N., Nagelkerken, I., Agardy, T., & Wells, S. (s. d.). *The Importance of Mangroves to People : A Call to Action*. 128.
- Dupouy, E. (2019, mars 28). Guide technique sur la restauration de mangrove : Se fonder sur les meilleures pratiques pour ne pas se « planter » ! *UICN France*. <https://uicn.fr/guide-technique-sur-la-restauration-de-mangrove/>

- Dutrieux, E. (1989). *Approche descriptive et expérimentale de l'impact des hydrocarbures sur la mangrove : Le cas du delta de la Mahakam (Bornéo, Indonésie)* [PhD Thesis]. Montpellier 2.
- Ellison, A. M. (2000). Mangrove restoration : Do we know enough? *Restoration ecology*, 8(3), 219-229.
- Ellison, A. M., Felson, A. J., & Friess, D. A. (2020). Mangrove rehabilitation and restoration as experimental adaptive management. *Frontiers in Marine Science*, 7, 327.
- Elster, C. (2000). Reasons for reforestation success and failure with three mangrove species in Colombia. *Forest Ecology and Management*, 131(1-3), 201-214.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00214-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00214-5)
- Everard, M. (2012). Why does 'good ecological status' matter? *Water and Environment Journal*, 26(2), 165-174.
- Fairweather, P. G. (1999). Determining the 'health' of estuaries : Priorities for ecological research. *Australian Journal of Ecology*, 24(4), 441-451. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.1999.00976.x>
- FAO. (2005). The World's Mangroves 1980–2005 : A Thematic Study Prepared in the Framework of the Global Forest Resources Assessment. *FAO Forestry Paper*, 153.
- FAO. (2018). *Guide pratique de production et de plantation des espèces de mangrove au Bénin*.
- FAO. (2023a). *Processus de fabrication de semi-conserves d'arches/d'huîtres et de crevettes séchées par les femmes transformatrices de Niodior et Dionewar, au Sénégal*. FAO;
<https://doi.org/10.4060/cc4472fr>
- FAO. (2023b). *The mangrove forest that feeds a Costa Rican community*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/fao-stories/article/en/c/1637265/>
- FAO. (2023c). *The world's mangroves 2000–2020*. FAO. <https://www.google.com/url?client=internal-element-cse&cx=018170620143701104933:qq82jsfba7w&q=https://www.fao.org/3/cc7044en/cc704>

4en.pdf&sa=U&ved=2ahUKEwj7xrzXm-

SCAxVnVqQEHXbJD2AQFnoECAkQAQ&usg=AOvVaw1STIy8DJLF7XqlzLz6Q0ad

- Faridah-Hanum, I., Yusoff, F. M., Fitrianto, A., Ainuddin, N. A., Gandaseca, S., Zaiton, S., Norizah, K., Nurhidayu, S., Roslan, M. K., Hakeem, K. R., Shamsuddin, I., Adnan, I., Awang Noor, A. G., Balqis, A. R. S., Rhyma, P. P., Siti Aminah, I., Hilaluddin, F., Fatin, R., & Harun, N. Z. N. (2019). Development of a comprehensive mangrove quality index (MQI) in Matang Mangrove : Assessing mangrove ecosystem health. *Ecological Indicators*, 102, 103-117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.030>
- Faye, M. N., Guissé, A., & Diallo, N. (2007). Influence du pH, de la salinité de l'eau et de la texture du sol sur la végétation de la mangrove de l'estuaire du Saloum au Sénégal. *Journal des Sciences et Technologies*, 5(1), 8-17.
- Fent, A., Bardou, R., Carney, J., & Cavanaugh, K. (2019). Transborder political ecology of mangroves in Senegal and The Gambia. *Global Environmental Change*, 54, 214-226. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.01.003>
- Fernandez, I. (2023, avril 20). Mangrove Restoration in Costa Rica : A Collaborative Effort. *The Tico Times | Costa Rica News | Travel | Real Estate*. <https://ticotimes.net/2023/04/20/mangrove-restoration-in-costa-rica-a-collaborative-effort>
- Field, C. D. (1999). Rehabilitation of Mangrove Ecosystems : An Overview. *Marine Pollution Bulletin*, 37(8), 383-392. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00106-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00106-X)
- Field, C., Osborn, J., Hoffman, L., Polsenberg, J., Ackerly, D., Berry, J. A., Bjorkman, O., Held, A., Matson, P. A., & Mooney, H. A. (1998). Mangrove biodiversity and ecosystem function. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(1), 3-14.
- Flores-Verdugo, F. J., & Agraz-Hernández, C. M. (2006). *CREACIÓN Y RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS DE MANGLAR: PRINCIPIOS BÁSICOS*.

- Flores-Verdugo, F., Moreno-Casasola, P., Agraz-Hernández, C. M., López-Rosas, H., Benítez-Pardo, D., & Travieso-Bello, A. C. (2007). La topografía y el hidroperíodo : Dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Botanical Sciences*, 80S, Article 80S. <https://doi.org/10.17129/botsoci.1755>
- Friess, D. A. (2017). Ecotourism as a tool for mangrove conservation. *Sumatra Journal of Disaster, Geography and Geography Education*, 1(1), 24-35.
- Friess, D. A., Yando, E. S., Abuchahla, G. M. O., Adams, J. B., Cannicci, S., Canty, S. W. J., Cavanaugh, K. C., Connolly, R. M., Cormier, N., Dahdouh-Guebas, F., Diele, K., Feller, I. C., Fratini, S., Jennerjahn, T. C., Lee, S. Y., Ogurcak, D. E., Ouyang, X., Rogers, K., Rowntree, J. K., ... Wee, A. K. S. (2020). Mangroves give cause for conservation optimism, for now. *Current Biology*, 30(4), R153-R154. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.12.054>
- Garcia, K. B., Malabrigo, P. L., & Gevaña, D. T. (2014). Philippines' Mangrove Ecosystem : Status, Threats and Conservation. In I. Faridah-Hanum, A. Latiff, K. R. Hakeem, & M. Ozturk (Éds.), *Mangrove Ecosystems of Asia : Status, Challenges and Management Strategies* (p. 81-94). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8582-7_5
- Gatt, Y. M., Andradi-Brown, D. A., Ahmadi, G. N., Martin, P. A., Sutherland, W. J., Spalding, M. D., Donnison, A., & Worthington, T. A. (2022). Quantifying the reporting, coverage and consistency of key indicators in mangrove restoration projects. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 720394.
- Gerona-Daga, M. E. B., & Salmo, S. G. (2022). A systematic review of mangrove restoration studies in Southeast Asia : Challenges and opportunities for the United Nation's Decade on Ecosystem Restoration. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2022.987737>

Gilbertson, T., Reyes, O., & Lohmann, L. (2009). *Carbon trading : How it works and why it fails* (Vol. 7).

Dag Hammarskjöld Foundation Uppsala.

Giri, C., Pengra, B., Zhu, Z., Singh, A., & Tieszen, L. L. (2007). Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000.

Estuarine, Coastal and Shelf Science, 73(1), 91-100.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.12.019>

Glaser, M., Krause, G., Oliveira, R. S., Fontalvo-Herazo, M., Glaser, M., Glaser, M., Krause, G., Glaser, M., Glaser, M., & Fontalvo-Herazo, M. (2010). Mangroves and people : A social-ecological system. In *Mangrove dynamics and management in North Brazil* (p. 307-351). Springer.

Gnansounou, S. C., Toyi, M., Salako, K. V., Ahossou, D. O., Akpona, T. J. D., Gbedomon, R. C., Assogbadjo, A. E., & Kakaï, R. G. (2021). Local uses of mangroves and perceived impacts of their degradation in Grand-Popo municipality, a hotspot of mangroves in Benin, West Africa. *Trees, Forests and People*, 4, 100080.

Godet, L., Dufour, S., & Rollet, A.-J. (2023). *Conservation de la biodiversité et état de référence : La nostalgie de la nature à l'ère de l'Anthropocène*. ISTE Group.

Goessens, A., Satyanarayana, B., Stocken, T. V. der, Zuniga, M. Q., Mohd-Lokman, H., Sulong, I., & Dahdouh-Guebas, F. (2014). Is Matang Mangrove Forest in Malaysia Sustainably Rejuvenating after More than a Century of Conservation and Harvesting Management? *PLOS ONE*, 9(8), e105069. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105069>

Griffiths, V. F., Bull, J. W., Baker, J., & Milner-Gulland, E. J. (2019). No net loss for people and biodiversity. *Conservation Biology*, 33(1), 76-87.

Gutiérrez, J. C. S., Ponce-Palafox, J. T., Pineda-Jaimes, N. B., Arenas-Fuentes, V., Arredondo-Figueroa, J. L., & Cifuentes-Lemus, J. L. (2016). Comparison of the mangrove soil with different levels of

- disturbance in tropical Agua Brava Lagoon, Mexican Pacific. *Applied Ecology and Environmental Research*, 14(4), 45-57.
- Hagger, V., Worthington, T. A., Lovelock, C. E., Adame, M. F., Amano, T., Brown, B. M., Friess, D. A., Landis, E., Mumby, P. J., & Morrison, T. H. (2022). Drivers of global mangrove loss and gain in social-ecological systems. *Nature Communications*, 13(1), 6373.
- Hai, N. T., Dell, B., Phuong, V. T., & Harper, R. J. (2020). Towards a more robust approach for the restoration of mangroves in Vietnam. *Annals of Forest Science*, 77(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-0921-0>
- Hai, P. M., Tinh, P. H., Son, N. P., Thuy, T. V., Hong Hanh, N. T., Sharma, S., Hoai, D. T., & Duy, V. C. (2022). Mangrove health assessment using spatial metrics and multi-temporal remote sensing data. *Plos one*, 17(12), e0275928.
- Hallett, C. S., Valesini, F. J., Kilminster, K., Wells, N. S., & Eyre, B. D. (2019). A rapid protocol for assessing sediment condition in eutrophic estuaries. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 21(6), 1021-1037.
- Hamilton, L. S., & Snedaker, S. C. (1984). *Handbook for mangrove area management*.
- Hartmann, N. B., Huffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., & Cole, M. (2019). *Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris*. ACS Publications.
- He, B., Lai, T., Fan, H., Wang, W., & Zheng, H. (2007). Comparison of flooding-tolerance in four mangrove species in a diurnal tidal zone in the Beibu Gulf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(1-2), 254-262.
- Heink, U., Marquard, E., Heubach, K., Jax, K., Kugel, C., Neßhöver, C., Neumann, R. K., Paulsch, A., Tilch, S., & Timaeus, J. (2015). Conceptualizing credibility, relevance and legitimacy for evaluating

- the effectiveness of science–policy interfaces : Challenges and opportunities. *Science and Public Policy*, 42(5), 676-689.
- Herder, J., Valentini, A., Bellemain, E., Dejean, T., Van Delft, J., Thomsen, P. F., & Taberlet, P. (2014). Environmental DNA. *A review of the possible applications for the detection of (invasive) species*. Nijmegen: Stichting RAVON, 2013-2104.
- Hernández-Blanco, M., Costanza, R., & Cifuentes-Jara, M. (2021). Economic valuation of the ecosystem services provided by the mangroves of the Gulf of Nicoya using a hybrid methodology. *Ecosystem Services*, 49, 101258. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101258>
- Herrera-Ulloa, A., Villalobos Chacón, L., Palacios-Villegas, J., Viquez-Portuguéz, R., & Oro-Marcos, G. (2011). *Coastal fisheries of Costa Rica*. <https://repositorio.una.ac.cr/handle/11056/26668>
- Hilaluddin, F., Yusoff, F. M., Natrah, F. M. I., & Lim, P. T. (2020). Disturbance of mangrove forests causes alterations in estuarine phytoplankton community structure in Malaysian Matang mangrove forests. *Marine environmental research*, 158, 104935.
- Hogarth, P. J. (1999). The biology of mangroves. *The Biology of Mangroves*. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20000612920>
- Hogarth, P. J. (2015). *The biology of mangroves and seagrasses*. Oxford university press.
- Hu, T., Zhang, Y., Su, Y., Zheng, Y., Lin, G., & Guo, Q. (2020). Mapping the global mangrove forest aboveground biomass using multisource remote sensing data. *Remote sensing*, 12(10), 1690.
- Hughes, T. P., Barnes, M. L., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cumming, G. S., Jackson, J. B. C., Kleypas, J., van de Leemput, I. A., Lough, J. M., Morrison, T. H., Palumbi, S. R., van Nes, E. H., & Scheffer, M. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546(7656), Article 7656. <https://doi.org/10.1038/nature22901>
- Hutchings, P., & Saenger, P. (1987). Ecology of mangroves. *Ecology of mangroves*.

Hutchison, J., Spalding, M., & zu Ermgassen, P. (2014). The role of mangroves in fisheries enhancement.

The Nature Conservancy and Wetlands International, 54, 434.

Ishtiaque, A., Myint, S. W., & Wang, C. (2016). Examining the ecosystem health and sustainability of the world's largest mangrove forest using multi-temporal MODIS products. *Science of the Total Environment*, 569, 1241-1254.

Jackson, S. T., & Hobbs, R. J. (2009). Ecological Restoration in the Light of Ecological History. *Science*, 325(5940), 567-569. <https://doi.org/10.1126/science.1172977>

Jacob, C., Buffard, A., Pioch, S., & Thorin, S. (2018). Marine ecosystem restoration and biodiversity offset. *Ecological Engineering*, 120, 585-594. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.09.007>

Jeanson, M., Dolique, F., & Anthony, E. J. (2018). Processus morphodynamiques et sédimentaires dans les mangroves en érosion de Mayotte, océan Indien. *Vertigo*, 18(2). <https://www.erudit.org/en/journals/vertigo/1900-v1-n1-vertigo04601/1059923ar/abstract/>

Jia, M., Liu, M., Wang, Z., Mao, D., Ren, C., & Cui, H. (2016). Evaluating the Effectiveness of Conservation on Mangroves : A Remote Sensing-Based Comparison for Two Adjacent Protected Areas in Shenzhen and Hong Kong, China. *Remote Sensing*, 8(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/rs8080627>

Jimenez, J. A., Lugo, A. E., & Cintron, G. (1985). Tree Mortality in Mangrove Forests. *Biotropica*, 17(3), 177-185. <https://doi.org/10.2307/2388214>

Jin-Eong, O. (1995). The ecology of mangrove conservation & management. *Hydrobiologia*, 295, 343-351.

Junaid, K. C. (2012). *Echange d'expérience et état de l'art sur la gestion forestière durable par écorégions : Mangroves et autre forêts côtières*. FAO. <https://www.province-sud.nc/sites/default/files/749075/ANX%2B3%2Breplantation%2Bdes%2Bpale%25CC%2581tuviens.pdf>

- Kairo, J. G., Mangora, M. M., Network, W. I. O. M., & Association, W. I. O. M. S. (2020). *Guidelines on Mangrove Ecosystem Restoration for the Western Indian Ocean Region-Western Indian Ocean Ecosystem Guidelines and Toolkits*.
- Kamali, B., & Hashim, R. (2011). Mangrove restoration without planting. *Ecological Engineering*, 37(2), 387-391. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.025>
- Kathiresan, K., & Bingham, B. L. (2001). *Biology of mangroves and mangrove ecosystems*.
- Kathiresan, K., & Thangam, T. S. (1990). A note on the effects of salinity and pH on growth of *Rhizophora* seedlings. *Indian Forester*, 116(3), 243-244.
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M., Marbà, N., & Middelburg, J. J. (2010). Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global biogeochemical cycles*, 24(4).
- Kentula, M. E. (2000). Perspectives on setting success criteria for wetland restoration. *Ecological Engineering*, 15(3-4), 199-209. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00076-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00076-8)
- Khan, W. R., Zulkifli, S. Z., Bin Mohamad Kasim, M. R., Zimmer, M., Pazi, A. M., Kamrudin, N. A., Rasheed, F., Zafar, Z., Mostapa, R., & Nazre, M. (2020). Risk Assessment of Heavy Metal Concentrations in Sediments of Matang Mangrove Forest Reserve. *Tropical Conservation Science*, 13, 194008292093312. <https://doi.org/10.1177/1940082920933122>
- Kodikara, K. A. S., Mukherjee, N., Jayatissa, L. P., Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2017). Have mangrove restoration projects worked? An in-depth study in Sri Lanka. *Restoration Ecology*, 25(5), 705-716. <https://doi.org/10.1111/rec.12492>
- Kotze, D. C., Ellery, W. N., Macfarlane, D. M., & Jewitt, G. P. W. (2012). A rapid assessment method for coupling anthropogenic stressors and wetland ecological condition. *Ecological Indicators*, 13(1), 284-293. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.023>

- Kraemer, H. C. (2015). Kappa Coefficient. In R. S. Kenett, N. T. Longford, W. W. Piegorsch, & F. Ruggeri (Éds.), *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* (1^{re} éd., p. 1-4). Wiley.
<https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat00365.pub2>
- Krauss, K. W., McKee, K. L., Lovelock, C. E., Cahoon, D. R., Saintilan, N., Reef, R., & Chen, L. (2014). How mangrove forests adjust to rising sea level. *New Phytologist*, 202(1), 19-34.
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T. V., & Dech, S. (2011). Remote sensing of mangrove ecosystems : A review. *Remote Sensing*, 3(5), 878-928.
- Kusmana, C., & Sukristijono, S. (2016). Mangrove resource uses by local community in Indonesia. *Jurnal Pengelolaan Sumberdaya Alam Dan Lingkungan (Journal of Natural Resources and Environmental Management)*, 6(2), 217-217.
- Lackey, R. T. (2001). Values, policy, and ecosystem health : Options for resolving the many ecological policy issues we face depend on the concept of ecosystem health, but ecosystem health is based on controversial, value-based assumptions that masquerade as science. *BioScience*, 51(6), 437-443.
- Lacroix, K., & Richards, G. (2015). An alternative policy evaluation of the British Columbia carbon tax : Broadening the application of Elinor Ostrom's design principles for managing common-pool resources. *Ecology and Society*, 20(2), art38. <https://doi.org/10.5751/ES-07519-200238>
- Laulikitnont, P. (2014). *Evaluation of mangrove ecosystem restoration success in Southeast Asia*.
- Lebigre, J.-M. (1996). Problèmes d'érosion dans les marais à mangrove de Mayotte (archipel des Comores). *Travaux du Laboratoire de Géographie Physique Appliquée*, 15(1), 45-58.
- Lederer, M. (2012). REDD+ governance. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 3(1), 107-113.

- Levrel, H., Pioch, S., & Spieler, R. (2012). Compensatory mitigation in marine ecosystems : Which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy*, 36(6), 1202-1210.
- Lewis III, R. R., Brown, B. M., & Flynn, L. L. (2019). Methods and criteria for successful mangrove forest rehabilitation. In *Coastal wetlands* (p. 863-887). Elsevier. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444638939000241>
- Lewis III, R., Streever, B., & Theriot, R. F. (2000). *Restoration of mangrove habitat*. ENGINEER RESEARCH AND DEVELOPMENT CENTER VICKSBURG MS ENVIRONMENTAL LAB.
- Lewis, R. (1990). Wetlands restoration/creation/enhancement terminology : Suggestions for standardization. *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*, 417-422.
- Lewis, R. R. (2005). Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 24(4), 403-418. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.10.003>
- Lewis, R. R., Brown, B., Quarto, A., Enright, J., Corets, E., Primavera, J., Ravishankar, T., Stanley, O., & Djamaluddin, R. (2006). Five steps to successful ecological restoration of mangroves. *YARL and the Mangrove Action Project, Yogyakarta, Indonesia*.
- Lewis, R. R., & Streever, B. (2000). *Restoration of mangrove habitat*. US Army Engineer Research and Development Center. <https://apps.dtic.mil/sti/citations/ADA384964>
- Lieth, H., Sucre, M. G., & Herzog, B. (2008). *Mangroves and Halophytes : Restoration and Utilisation*. Springer Science & Business Media.
- Lins, D. B. da S., Gardon, F. R., Meyer, J. F. da C. A., & Santos, R. F. dos. (2017). Keystone Species, Forest and Landscape : A Model to Select Protected Areas. *Environmental Management*, 59(6), 1017-1033. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0832-5>

- Liu, X., Fatoyinbo, T. E., Thomas, N. M., Guan, W. W., Zhan, Y., Mondal, P., Lagomasino, D., Simard, M., Trettin, C. C., Deo, R., & Barenblitt, A. (2021). Large-Scale High-Resolution Coastal Mangrove Forests Mapping Across West Africa With Machine Learning Ensemble and Satellite Big Data. *Frontiers in Earth Science*, 8. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/feart.2020.560933>
- Lombard, F., & Andrieu, J. (2021). Mapping mangrove zonation changes in Senegal with Landsat imagery using an OBIA approach combined with linear spectral unmixing. *Remote Sensing*, 13(10), 1961.
- Lombard, F., Andrieu, J., & Descroix, L. (2021). La population d'Avicennia germinans du delta du Saloum est-elle relictuelle depuis la dernière période humide? *Bois et Forêts des Tropiques*, 51-64.
- Long, J., Giri, C., Primavera, J., & Trivedi, M. (2016). Damage and recovery assessment of the Philippines' mangroves following Super Typhoon Haiyan. *Marine pollution bulletin*, 109(2), 734-743.
- López-Angarita, J., Roberts, C. M., Tilley, A., Hawkins, J. P., & Cooke, R. G. (2016). Mangroves and people : Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. *Forest Ecology and Management*, 368, 151-162. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.020>
- López-Angarita, J., Tilley, A., Hawkins, J. P., Pedraza, C., & Roberts, C. M. (2018). Land use patterns and influences of protected areas on mangroves of the eastern tropical Pacific. *Biological Conservation*, 227, 82-91. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.020>
- Lotfinasabasl, S., Gunale, V. R., & Khosroshahi, M. (2018). Applying geographic information systems and remote sensing for water quality assessment of mangrove forest. *Acta Ecologica Sinica*, 38(2), 135-143.
- Lovelock, C. E., Barbier, E., & Duarte, C. M. (2022). Tackling the mangrove restoration challenge. *PLOS Biology*, 20(10), e3001836. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001836>

- Lugo, A. E., & Snedaker, S. C. (1974). The Ecology of Mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5(1), 39-64. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000351>
- Macintosh, D. J., Mahindapala, R., & Markopoulos, M. (2012). Sharing lessons on mangrove restoration. *Bangkok, Thailand: Mangroves for the Future and Gland, Switzerland: IUCN*.
- Maître d'Hôtel, E., & Pelegrin, F. (2012). *Les valeurs de la biodiversité : Un état des lieux de la recherche française*. FRB. https://agritrop.cirad.fr/565896/1/document_565896.pdf
- Mallee, H. (2017). The evolution of health as an ecological concept. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 25, 28-32.
- Manna, S., & Raychaudhuri, B. (2020). Mapping distribution of Sundarban mangroves using Sentinel-2 data and new spectral metric for detecting their health condition. *Geocarto International*, 35(4), 434-452. <https://doi.org/10.1080/10106049.2018.1520923>
- Manson, F. J., Loneragan, N. R., Skilleter, G. A., & Phinn, S. R. (2005). An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries : A synthesis of the literature and identification of research directions. *Oceanography and marine biology*, 493-524.
- Marchand, M. (2008). *Mangrove restoration in Vietnam : Key considerations and a practical guide*.
- Martinuzzi, S., Gould, W. A., Lugo, A. E., & Medina, E. (2009). Conversion and recovery of Puerto Rican mangroves : 200 years of change. *Forest Ecology and Management*, 257(1), 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.037>
- Matsui, N. (1998). Estimated stocks of organic carbon in mangrove roots and sediments in Hinchinbrook Channel, Australia. *Mangroves and Salt Marshes*, 2, 199-204.
- Maurya, K., Mahajan, S., & Chaube, N. (2021). Remote sensing techniques : Mapping and monitoring of mangrove ecosystem—A review. *Complex & Intelligent Systems*, 7, 2797-2818.

- McDonald, T., & Williams, J. (2009). A perspective on the evolving science and practice of ecological restoration in Australia. *Ecological Management & Restoration*, 10(2), 113-125.
<https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2009.00472.x>
- McGinnis, M. D., & Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework : Initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19(2), art30. <https://doi.org/10.5751/ES-06387-190230>
- Mcleod, E., & Salm, R. V. (2006). *Managing mangroves for resilience to climate change*. World Conservation Union (IUCN).
- Mechin, A. (2020). *Dimensionner les mesures de compensation écologique : Des outils opérationnels pour une meilleure appropriation par les acteurs de l'aménagement du territoire* [PhD Thesis, Université Paul Valéry-Montpellier III]. <https://shs.hal.science/tel-03097343/>
- Mechin, A., & Pioch, S. (2016). *Une méthode expérimentale pour évaluer rapidement la compensation en zone humide, la méthode MERCle : Principes et applications* [PhD Thesis, Université de Montpellier 3; CNRS; Onema]. <https://hal.science/halshs-02920324/>
- Metternicht, G. I., & Zinck, J. A. (2003). Remote sensing of soil salinity : Potentials and constraints. *Remote sensing of Environment*, 85(1), 1-20.
- Miller, J. R., & Hobbs, R. J. (2007). Habitat Restoration—Do We Know What We're Doing? *Restoration Ecology*, 15(3), 382-390. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00234.x>
- Miranda, D. de A., & de Carvalho-Souza, G. F. (2016). Are we eating plastic-ingesting fish? *Marine pollution bulletin*, 103(1-2), 109-114.
- Mitra, A., & Mitra, A. (2020a). Ecosystem services of mangroves : An overview. *Mangrove Forests in India: Exploring Ecosystem Services*, 1-32.
- Mitra, A., & Mitra, A. (2020b). Mangroves : A natural ecosystem of cultural and religious convergence. *Mangrove Forests in India: Exploring Ecosystem Services*, 337-352.

- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D. G., & Group, P. (2010). Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses : The PRISMA statement. *International journal of surgery*, 8(5), 336-341.
- Mohr, J. J., & Metcalf, E. C. (2018). The business perspective in ecological restoration : Issues and challenges. *Restoration Ecology*, 26(2), 381-390. <https://doi.org/10.1111/rec.12564>
- Mollick, A. S., Roy, M., Khan, N. I., Islam, W., Sadath, N., & Nath, T. K. (2022). Assessing Good Governance in Protected Areas (PA) Co-management : A Case Study of the Sundarbans Mangrove Forests of Bangladesh. *Journal of Sustainable Forestry*, 41(3-5), 277-301. <https://doi.org/10.1080/10549811.2021.1923531>
- Moreau, C., Barnaud, C., & Mathevet, R. (2022). *The baseline, a social construction*.
- Moreno-Mateos, D., Power, M. E., Comín, F. A., & Yockteng, R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS biology*, 10(1), e1001247.
- Murray, N. J., Worthington, T. A., Bunting, P., Duce, S., Hagger, V., Lovelock, C. E., Lucas, R., Saunders, M. I., Sheaves, M., & Spalding, M. (2022). High-resolution mapping of losses and gains of Earth's tidal wetlands. *Science*, 376(6594), 744-749.
- Nagelkerken, I. (2009). Evaluation of Nursery function of Mangroves and Seagrass beds for Tropical Decapods and Reef fishes : Patterns and Underlying Mechanisms. In I. Nagelkerken (Éd.), *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems* (p. 357-399). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2406-0_10
- Ndour, A., Laïbi, R. A., Sadio, M., Degbe, C. G., Diaw, A. T., Oyédé, L. M., Anthony, E. J., Dussouillez, P., & Sambou, H. (2018). Management strategies for coastal erosion problems in West Africa : Analysis, issues, and constraints drawn from the examples of Senegal and Benin. *Ocean & Coastal Management*, 156, 92-106.

- Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Perillo, G. M. E., Turner, R. E., Ashan, D., Cragg, S., Luo, Y., Tu, C., Li, Y., Zhang, H., Ramesh, R., Forbes, D. L., Solidoro, C., Béjaoui, B., Gao, S., Pastres, R., Kelsey, H., Taillie, D., ... Kuenzer, C. (2020). Anthropogenic, Direct Pressures on Coastal Wetlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2020.00144>
- Nguyen, T. P., Luom, T. T., & Parnell, K. E. (2017). Mangrove transplantation in Brebes Regency, Indonesia : Lessons and recommendations. *Ocean & Coastal Management*, 149, 12-21. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.09.006>
- Nicholson, S. (2005). On the question of the “recovery” of the rains in the West African Sahel. *Journal of arid environments*, 63(3), 615-641.
- Nicholson, S. E. (2013). The West African Sahel : A review of recent studies on the rainfall regime and its interannual variability. *International Scholarly Research Notices*, 2013. <https://downloads.hindawi.com/archive/2013/453521.pdf>
- Nicolas, F. (2006). Un bilan des enjeux et impacts de l’écotourisme au Costa Rica. *Études caribéennes*, 5, Article 5. <https://doi.org/10.4000/etudescaribeennes.263>
- Niwa, H., Ise, H., & Kamada, M. (2023). Suitable LiDAR Platform for Measuring the 3D Structure of Mangrove Forests. *Remote Sensing*, 15(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/rs15041033>
- Numbere, A. O. (2021). Natural seedling recruitment and regeneration in deforested and sand-filled Mangrove forest at Eagle Island, Niger Delta, Nigeria. *Ecology and Evolution*, 11(7), 3148-3158. <https://doi.org/10.1002/ece3.7262>
- OECD. (2018). *Tendances et politiques du tourisme de l’OCDE 2018*. Organisation for Economic Co-operation and Development. https://www.oecd-ilibrary.org/urban-rural-and-regional-development/tendances-et-politiques-du-tourisme-de-l-ocde-2018_tour-2018-fr

- OFB. (2023). *Guide de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides*. OFB.
https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/images/Documentation/GP2023_MethodeNationaleZH-v2_couv.jpg
- O'Hogain, S., McCarton, L., O'Hogain, S., & McCarton, L. (2018). Nature-based solutions. *A Technology Portfolio of Nature Based Solutions: Innovations in Water Management*, 1-9.
- Orekan, V. O. A., Plagbeto, H., Edea, E., & Sossou, M. (2019, mars 13). *Évolution actuelle des écosystèmes de mangrove dans le littoral béninois*. Conférence OSFACO : Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique. <https://hal.science/hal-02189536>
- Osorio, J. A., Wingfield, M. J., & Roux, J. (2016). A review of factors associated with decline and death of mangroves, with particular reference to fungal pathogens. *South African Journal of Botany*, 103, 295-301. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2014.08.010>
- Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325(5939), 419-422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>
- Othman, M. A. (1994). Value of mangroves in coastal protection. *Hydrobiologia*, 285(1-3), 277-282.
- Pacyao, J. P. R., & Llamag, M. B. (2018). Success indicators of the Philippine National Aquasilviculture Program (PNAP)-mangrove rehabilitation project in Davao del Sur, southern Philippines. *Open Science Journal*, 3(1).
- Pagliosa, P. R., & Barbosa, F. A. R. (2006). Assessing the environment–benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. *Biological Conservation*, 129(3), 408-417.
- Parkes, T., Delaney, M., Dunphy, M., Woodford, R., Bower, H., Bower, S., Bailey, D., Joseph, R., Nagle, J., Roberts, T., Lymburner, S., & McDonald, T. (2012). Big Scrub : A cleared landscape in transition back to forest?: **FEATURE**. *Ecological Management & Restoration*, 13(3), 212-223. <https://doi.org/10.1111/emr.12008>

- Partelow, S., Glaser, M., Solano Arce, S., Barboza, R. S. L., & Schlüter, A. (2018). Mangroves, fishers, and the struggle for adaptive comanagement : Applying the social-ecological systems framework to a marine extractive reserve (RESEX) in Brazil. *Ecology and Society*, 23(3), art19. <https://doi.org/10.5751/ES-10269-230319>
- Partelow, S., Jäger, A., & Schlüter, A. (2021). Linking Fisher Perceptions to Social-Ecological Context : Mixed Method Application of the SES Framework in Costa Rica. *Human Ecology*, 49(2), 187-203. <https://doi.org/10.1007/s10745-021-00228-x>
- Pham, T. D., Yokoya, N., Bui, D. T., Yoshino, K., & Friess, D. A. (2019). Remote Sensing Approaches for Monitoring Mangrove Species, Structure, and Biomass : Opportunities and Challenges. *Remote Sensing*, 11(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/rs11030230>
- Pico, L., & Daniel, L. (2018). *La finance carbone : De la régulation à la spéculation?* Arnaud Franel Editions.
- Pinault, M., Pioch, S., & Pascal, N. (2017). *Guide pour la mise en oeuvre des mesures compensatoires et la méthode de dimensionnement MERCI-COR*. IFRECOR. <http://ifrecor-doc.fr/files/original/7f6c7ecfc331fc71374bfb25f7ae7899.pdf>
- Pioch, S., Levrel, H., Hay, J., Frascaria-Lacoste, N., & Martin, G. (2015). *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement : Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*. Quae.
- Pioch, S., Relini, G., Souche, J. C., Stive, M. J. F., 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.
- Pisani, X. G., Lompré, J. S., Pires, A., & Greco, L. L. (2022). Plastics in scene : A review of the effect of plastics in aquatic crustaceans. *Environmental Research*, 212, 113484. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113484>

- Pole-Relais Zones Humides Tropicales. (2018). *La restauration des mangroves : Synthèse des éléments clés à considérer pour tout chantier de restauration*. Pole-Relais Zones Humides Tropicales.
http://temeum.ofb.fr/sites/default/files/documents/documents/guide_technique_-_la_restoration_de_mangrove/guide-restauration-web-25.03.pdf
- Pollnac, R., Christie, P., Cinner, J. E., Dalton, T., Daw, T. M., Forrester, G. E., Graham, N. A. J., & McClanahan, T. R. (2010). Marine reserves as linked social–ecological systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(43), 18262-18265.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0908266107>
- Primavera, J. H. (1993). A critical review of shrimp pond culture in the Philippines. *Reviews in Fisheries Science*, 1(2), 151-201. <https://doi.org/10.1080/10641269309388539>
- Primavera, J. H. (1997). Socio-economic impacts of shrimp culture. *Aquaculture Research*, 28(10), 815-827. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.1997.00946.x>
- Primavera, J. H. (1998). Mangroves as nurseries : Shrimp populations in mangrove and non-mangrove habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46(3), 457-464.
- Primavera, J. H., & Esteban, J. M. A. (2008). A review of mangrove rehabilitation in the Philippines : Successes, failures and future prospects. *Wetlands Ecology and Management*, 16(5), 345-358.
<https://doi.org/10.1007/s11273-008-9101-y>
- Primavera, J. H., Savaris, J. P., Bajoyo, B. E., Coching, J. D., Curnick, D. J., Golbeque, R. L., Guzman, A. T., Henderin, J. Q., Joven, R. V., & Loma, R. A. (2012). Manual on community-based mangrove rehabilitation. *Mangrove Manual Series*, 1, 240.
- Primavera, J., Sadaba, R., Lebata, M. J. H. L., & Altamirano, J. (2004). *Handbook of mangroves in the Philippines—Panay*. Aquaculture Department, Southeast Asian Fisheries Development Center.
<https://repository.seafdec.org.ph/handle/10862/3053>

- Projet Livelihoods funds.* (2017, décembre 20).
<https://www.thenewhumanitarian.org/fr/reportage/2017/12/18/un-vaste-projet-de-regeneration-de-mangroves-remis-en-cause-au-senegal>
- Putz, F. E., & Chan, H. T. (1986). Tree growth, dynamics, and productivity in a mature mangrove forest in Malaysia. *Forest Ecology and Management*, 17(2), 211-230. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(86\)90113-1](https://doi.org/10.1016/0378-1127(86)90113-1)
- Quarto, A. (2012). Ecological mangrove restoration : Re-establishing a more biodiverse and resilient coastal ecosystem with community participation. *Sharing Lessons on Mangrove Restoration*, 277.
- Quétier, F., QUENOUILLE, B., SCHWOERTZIG, E., GAUCHERAND, S., LAVOREL, S., & THIÉVENT, P. (2012). Les enjeux de l'équivalence écologique pour la conception et le dimensionnement de mesures compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les milieux naturels. *Sciences Eaux & Territoires, Articles hors-série 2012*, 1-7.
- Rahman, M. M., Chongling, Y., Islam, K. S., & Haoliang, L. (2009). A brief review on pollution and ecotoxicologic effects on Sundarbans mangrove ecosystem in Bangladesh. *International Journal of Environmental Engineering*, 1(4), 369-383.
- Ravishankar, T., & Ramasubramanian, R. (2004). Manual on mangrove nursery raising techniques. *MS Swaminathan Research Foundation, Chennai*.
https://www.academia.edu/download/32956287/Mangrove_Nursery_manual.pdf
- Reboisement Nebeday*. (s. d.). Consulté 4 mars 2024, à l'adresse http://www.nebeday.org/p/blog-page_20.html
- Reida, J. B., & Wood, D. (2020). *Interactive model for assessing mangrove health, ecosystem services, policy consequences, and satellite design in Rio de Janeiro Using earth observation data*.
<https://dspace.mit.edu/handle/1721.1/129598>

- Retnaningdyah, C., Febriansyah, S. C., & Hakim, L. (2022). Evaluation of the quality of mangrove ecosystems using macrozoobenthos as bioindicators in the Southern Coast of East Java, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 23(12).
- Rey, J. R., Carlson, D. B., & Brockmeyer, R. E. (2012). Coastal wetland management in Florida : Environmental concerns and human health. *Wetlands Ecology and Management*, 20(3), 197-211. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9235-1>
- Rodríguez-Rodríguez, J. A., Mancera-Pineda, J. E., & Tavera, H. (2021). Mangrove restoration in Colombia : Trends and lessons learned. *Forest Ecology and Management*, 496, 119414. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119414>
- Romañach, S. S., DeAngelis, D. L., Koh, H. L., Li, Y., Teh, S. Y., Barizan, R. S. R., & Zhai, L. (2018). Conservation and restoration of mangroves : Global status, perspectives, and prognosis. *Ocean & Coastal Management*, 154, 72-82.
- Rossi, G. (1996). L'impact des barrages de la vallée du Mono (Togo-Benin). La gestion de l'incertitude. *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, 2(2), 55-68.
- Rothstein, H. R., Sutton, A. J., & Borenstein, M. (2005). Publication Bias in Meta-Analysis. In *Publication Bias in Meta-Analysis* (p. 1-7). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/0470870168.ch1>
- Ruan, L., Yan, M., Zhang, L., Fan, X., & Yang, H. (2022). Spatial-temporal NDVI pattern of global mangroves : A growing trend during 2000–2018. *Science of The Total Environment*, 844, 157075.
- Sacralising the mangrove to preserve them in the Bouche du Roy*. (s. d.). Consulté 13 février 2024, à l'adresse <https://www.climate-chance.org/en/best-practices/sacralising-mangrove-ecobenin-bouche-roy/>

- Saenger, P., & Siddiqi, N. A. (1993). Land from the sea : The mangrove afforestation program of Bangladesh. *Ocean & Coastal Management*, 20(1), 23-39. [https://doi.org/10.1016/0964-5691\(93\)90011-M](https://doi.org/10.1016/0964-5691(93)90011-M)
- Safe'i, R., Sari, R. N., Iswandar, D., Latumahina, F. S., Taskirawati, I., & Kaskoyo, H. (2021). Biodiversity and Site Quality as Indicators of Mangrove Forest Health Pasir Sakti, Indonesia. *Annals of the Romanian Society for Cell Biology*, 4400-4410.
- Salum, R. B., Souza-Filho, P. W. M., Simard, M., Silva, C. A., Fernandes, M. E., Cougo, M. F., do Nascimento Junior, W., & Rogers, K. (2020). Improving mangrove above-ground biomass estimates using LiDAR. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 236, 106585.
- Sandilyan, S., & Kathiresan, K. (2014). Decline of mangroves—a threat of heavy metal poisoning in Asia. *Ocean & coastal management*, 102, 161-168.
- Schmitt, K., & Duke, N. C. (2016). Mangrove Management, Assessment, and Monitoring. In L. Pancel & M. Köhl (Éds.), *Tropical Forestry Handbook* (p. 1725-1759). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-54601-3_126
- SER, FAO, & IUCN CEM. (2023). *Standards of practice to guide ecosystem restoration*. <https://doi.org/10.4060/cc5223en>
- Shahrokhi, F. (1990). *Progress In Astronautics and Aeronautics : Commercial Opportunities In Space* (Vol. 127). AIAA.
- Sharma, S., Nadaoka, K., Nakaoka, M., Uy, W. H., MacKenzie, R. A., Friess, D. A., & Fortes, M. D. (2017). Growth performance and structure of a mangrove afforestation project on a former seagrass bed, Mindanao Island, Philippines. *Hydrobiologia*, 803(1), 359-371. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3252-x>

- Shimu, S. A., Aktar, M., Afjal, M. I., Nitu, A. M., Uddin, M. P., & Al Mamun, M. (2019). NDVI based change detection in Sundarban Mangrove Forest using remote sensing data. *2019 4th international conference on electrical information and communication technology (EICT)*, 1-5.
- Sidik, F., Supriyanto, B., Krisnawati, H., & Muttaqin, M. Z. (2018). Mangrove conservation for climate change mitigation in Indonesia. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 9(5), e529.
- Smith III, T. J., Boto, K. G., Frusher, S. D., & Giddins, R. L. (1991). Keystone species and mangrove forest dynamics : The influence of burrowing by crabs on soil nutrient status and forest productivity. *Estuarine, coastal and shelf science*, 33(5), 419-432.
- Snoek, M. (2016). *Ecological Mangrove Rehabilitation* [PhD Thesis, Faculty of Science and Engineering]. <https://fse.studenttheses.ub.rug.nl/id/eprint/14819>
- Stone, K., Bhat, M., Bhatta, R., & Mathews, A. (2008). Factors influencing community participation in mangroves restoration : A contingent valuation analysis. *Ocean & Coastal Management*, 51(6), 476-484. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.02.001>
- Stubbs, B. J., & Saenger, P. (2002). The application of forestry principles to the design, execution and evaluation of mangrove restoration projects. *Bois et forêts des tropiques*, 273.
- Su, J., & Gasparatos, A. (2023). Perceptions about mangrove restoration and ecosystem services to inform ecosystem-based restoration in Large Xiamen Bay, China. *Landscape and Urban Planning*, 235, 104763. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104763>
- Suding, K. N. (2011). Toward an Era of Restoration in Ecology : Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(1), 465-487. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>
- Sudtongkong, C., & Webb, E. L. (2008). Outcomes of State- vs. Community-Based Mangrove Management in Southern Thailand. *Ecology and Society*, 13(2), art27. <https://doi.org/10.5751/ES-02531-130227>

- Sun, H., He, Z., Zhang, M., Yen, L., Cao, Y., Hu, Z., Peng, Y., & Lee, S. Y. (2020). Spatial variation of soil properties impacted by aquaculture effluent in a small-scale mangrove. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111511. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111511>
- Suprpto, D., Kirana, M., Susilowati, I., & Fauzi, A. (2015). Economic valuation of mangrove restoration in Indonesia. *Jurnal Ekonomi Pembangunan: Kajian Masalah Ekonomi dan Pembangunan*, 16(2), 121-130.
- Sutton-Grier, A. E., Moore, A. K., Wiley, P. C., & Edwards, P. E. (2014). Incorporating ecosystem services into the implementation of existing US natural resource management regulations : Operationalizing carbon sequestration and storage. *Marine Policy*, 43, 246-253.
- Sutula, M. A., Stein, E. D., Collins, J. N., Fetscher, A. Elizabeth., & Clark, R. (2006). A PRACTICAL GUIDE FOR THE DEVELOPMENT OF A WETLAND ASSESSMENT METHOD : THE CALIFORNIA EXPERIENCE. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(1), 157-175. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2006.tb03831.x>
- Suyadi, & Manullang, C. Y. (2020). Distribution of plastic debris pollution and it is implications on mangrove vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111642. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111642>
- Taïbi, A. N., Barry, M. E. H., Senghor, M., Ballouche, A., & Moguedet, G. (2009). Le bas delta du fleuve Sénégal face aux risques de dégradation et conflits d'usage dans un contexte de restauration des écosystèmes et des activités. Approche par les outils d'analyse spatiale. *Journées d'Animation Scientifique de l'AUF (JAS'09)" Imagerie Satellitaire Multisource: Approches Méthodologiques et Applications"*.
- Tam, N. F. Y., & Wong, Y. S. (1995). Spatial and temporal variations of heavy metal contamination in sediments of a mangrove swamp in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4-12), 254-261.

- Tett, P., Gowen, R. J., Painting, S. J., Elliott, M., Forster, R., Mills, D. K., Bresnan, E., Capuzzo, E., Fernandes, T. F., & Foden, J. (2013). Framework for understanding marine ecosystem health. *Marine Ecology Progress Series*, 494, 1-27.
- Thakur, S., Mondal, I., Bar, S., Nandi, S., Ghosh, P. B., Das, P., & De, T. K. (2021). Shoreline changes and its impact on the mangrove ecosystems of some islands of Indian Sundarbans, North-East coast of India. *Journal of Cleaner Production*, 284, 124764. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124764>
- Thornton, S. R., & Johnstone, R. W. (2015). Mangrove rehabilitation in high erosion areas : Assessment using bioindicators. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 165, 176-184. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.013>
- Tiegs, S. D., Costello, D. M., Isken, M. W., Woodward, G., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Chauvet, E., Griffiths, N. A., Flecker, A. S., & Acuña, V. (2019). Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. *Science Advances*, 5(1), eaav0486.
- Tindit, A. E., Gandaseca, S., Nyangon, L., & Pazi, A. M. M. (2017). Productivity and cost analysis of forest harvesting operation in Matang Mangrove Forest, Perak, Malaysia. *Forest and Society*, 1, 60-67.
- Tomlinson, P. B. (2016). *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press.
- Tulloch, A. I., Possingham, H. P., Joseph, L. N., Szabo, J., & Martin, T. G. (2013). Realising the full potential of citizen science monitoring programs. *Biological Conservation*, 165, 128-138.
- Turnhout, E., Hisschemöller, M., & Eijsackers, H. (2007). *Ecological indicators*, 7(2), 215-228.
- UICN. (2016). *Rapport UICN annuel 2016*. UICN. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2017-001-v.1-Fr.pdf>
- UICN. (2017). *Les mangroves externes : Fronts pionniers à Sonneratia alba*. <https://inpn.mnhn.fr/docs-web/docs/download/236730>

UNEP, I., & TNC, W. (2014). *Green infrastructure : Guide for water management*.

Upadhyay, R., Joshi, N., Sampat, A. C., Verma, A. K., Patel, A., Singh, V., Kathota, J., & Kalubarme, M. H. (2015). Mangrove restoration and regeneration monitoring in Gulf of Kachchh, Gujarat State, India, using remote sensing and geo-informatics. *International Journal of Geosciences*, 6(04), 299.

Valderrama-Landeros, L., Flores-de-Santiago, F., Kovacs, J. M., & Flores-Verdugo, F. (2018). An assessment of commonly employed satellite-based remote sensors for mapping mangrove species in Mexico using an NDVI-based classification scheme. *Environmental monitoring and assessment*, 190, 1-13.

Valdez Achucarro, I. C., Andrieu, J., & Bouissou, S. (2022). Land cover dynamics in the Paraguayan Pantanal in the timeframe 1987–2020. *Regional Environmental Change*, 23(1), 11. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01990-4>

Valenzuela, R., Yeo-Chang, Y., Park, M. S., & Chun, J.-N. (2020). Local People's Participation in Mangrove Restoration Projects and Impacts on Social Capital and Livelihood : A Case Study in the Philippines. *Forests*, 11(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/f11050580>

Van Bijsterveldt, C. E. J., Debrot, A. O., Bouma, T. J., Maulana, M. B., Pribadi, R., Schop, J., Tonneijck, F. H., & van Wesenbeeck, B. K. (2022). To Plant or Not to Plant : When can Planting Facilitate Mangrove Restoration? *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2021.690011>

Van Bijsterveldt, C. E. J., Van Wesenbeeck, B. K., Ramadhani, S., Raven, O. V., van Gool, F. E., Pribadi, R., & Bouma, T. J. (2021). Does plastic waste kill mangroves? A field experiment to assess the impact of macro plastics on mangrove growth, stress response and survival. *Science of The Total Environment*, 756, 143826. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143826>

- Van Loon, A. F., Te Brake, B., Van Huijgevoort, M. H. J., & Dijkma, R. (2016). Hydrological Classification, a Practical Tool for Mangrove Restoration. *PLOS ONE*, 11(3), e0150302. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150302>
- Vásquez-Grandón, A., Donoso, P. J., & Gerding, V. (2018). Forest Degradation : When Is a Forest Degraded? *Forests*, 9(11), Article 11. <https://doi.org/10.3390/f9110726>
- Viswanathan, P. K., Pathak, K. D., & Mehta, I. (2011). *Socio-economic and ecological benefits of mangrove plantation : A study of community based mangrove restoration activities in Gujarat*.
- Vovides, A. G., Vogt, J., Kollert, A., Berger, U., Grueters, U., Peters, R., Lara-Domínguez, A. L., & López-Portillo, J. (2014). Morphological plasticity in mangrove trees : Salinity-related changes in the allometry of *Avicennia germinans*. *Trees*, 28(5), 1413-1425. <https://doi.org/10.1007/s00468-014-1044-8>
- Vrieling, A. (2006). Satellite remote sensing for water erosion assessment : A review. *Catena*, 65(1), 2-18.
- Walters, B. B. (2003). People and mangroves in the Philippines : Fifty years of coastal environmental change. *Environmental conservation*, 30(3), 293-303.
- Walters, B. B., Rönnbäck, P., Kovacs, J. M., Crona, B., Hussain, S. A., Badola, R., Primavera, J. H., Barbier, E., & Dahdouh-Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests : A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 220-236.
- Walton, M. E. M., Samonte-Tan, G. P. B., Primavera, J. H., Edwards-Jones, G., & Vay, L. L. (2006). Are mangroves worth replanting? The direct economic benefits of a community-based reforestation project. *Environmental Conservation*, 33(4), 335-343. <https://doi.org/10.1017/S0376892906003341>
- Wang, L., Nabi, G., Yin, L., Wang, Y., Li, S., Hao, Z., & Li, D. (2021). Birds and plastic pollution : Recent advances. *Avian Research*, 12(1), 1-9.

- Wannasiri, W., Nagai, M., Honda, K., Santitamnont, P., & Miphokasap, P. (2013). Extraction of mangrove biophysical parameters using airborne LiDAR. *Remote Sensing*, 5(4), 1787-1808.
- Whitfield, A. K. (2017). The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1), 75-110. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x>
- Wingard, G. L., & Lorenz, J. J. (2014). Integrated conceptual ecological model and habitat indices for the southwest Florida coastal wetlands. *Ecological Indicators*, 44, 92-107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.007>
- World Bank. (2017). *Faire passer le tourisme de 2,6 % à 10 % du PIB en dix ans : Le nouveau pari du Bénin* [Text/HTML]. World Bank. <https://www.banquemondiale.org/fr/news/feature/2017/04/27/benins-new-venture-to-expand-tourism-from-26-percent-to-10-percent-of-gdp-in-ten-years>
- Wu, M., He, Z., Fung, S., Cao, Y., Guan, D., Peng, Y., & Lee, S. Y. (2020). Species choice in mangrove reforestation may influence the quantity and quality of long-term carbon sequestration and storage. *Science of The Total Environment*, 714, 136742. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136742>
- Xing, Y., Jones, P., & Donnison, I. (2017). Characterisation of nature-based solutions for the built environment. *Sustainability*, 9(1), 149.
- Xiong, Y., Jiang, Z., Xin, K., Liao, B., Chen, Y., Li, M., Guo, H., Xu, Y., Zhai, X., & Zhang, C. (2021). Factors influencing mangrove forest recruitment in rehabilitated aquaculture ponds. *Ecological Engineering*, 168, 106272.
- Yagoub, M. M., & Kolan, G. R. (2006). Monitoring coastal zone land use and land cover changes of Abu Dhabi using remote sensing. *Journal of the Indian society of remote sensing*, 34, 57-68.

- Yando, E. S., Sloey, T. M., Dahdouh-Guebas, F., Rogers, K., Abuchahla, G. M. O., Cannicci, S., Canty, S. W. J., Jennerjahn, T. C., Ogurcak, D. E., Adams, J. B., Connolly, R. M., Diele, K., Lee, S. Y., Rowntree, J. K., Sharma, S., Cavanaugh, K. C., Cormier, N., Feller, I. C., Fratini, S., ... Friess, D. A. (2021). Conceptualizing ecosystem degradation using mangrove forests as a model system. *Biological Conservation*, 263, 109355. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109355>
- Yee, S. (2010). *REDD and BLUE Carbon : Carbon Payments for Mangrove Conservation*. <https://escholarship.org/uc/item/2bc6j8pz>
- Yin, D., & Wang, L. (2019). Individual mangrove tree measurement using UAV-based LiDAR data : Possibilities and challenges. *Remote Sensing of Environment*, 223, 34-49.
- Younes, N., Joyce, K. E., Northfield, T. D., & Maier, S. W. (2019). The effects of water depth on estimating Fractional Vegetation Cover in mangrove forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 83, 101924. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.101924>
- Zanvo, S. M., Mensah, S., Salako, K. V., & Kakai, R. G. (2023). Tree height-diameter, aboveground and belowground biomass allometries for two West African mangrove species. *Biomass and Bioenergy*, 176, 106917.
- Zhang, Y., Zhang, L., Kang, Y., Li, Y., Chen, Z., Li, R., Tian, C., Wang, W., & Wang, M. (2022). Biotic homogenization increases with human intervention : Implications for mangrove wetland restoration. *Ecography*, 2022(4), ecog.05835. <https://doi.org/10.1111/ecog.05835>
- Zimmer, M. (2018). Ecosystem design : When mangrove ecology meets human needs. In *Threats to mangrove forests : Hazards, vulnerability, and management* (p. 367-376). Springer.
- Zimmer, M., Ajonina, G. N., Amir, A. A., Cragg, S. M., Crooks, S., Dahdouh-Guebas, F., Duke, N. C., Fratini, S., Friess, D. A., Helfer, V., Huxham, M., Kathiresan, K., Kodikara, K. A. S., Koedam, N., Lee, S. Y., Mangora, M. M., Primavera, J., Satyanarayana, B., Yong, J. W. H., & Wodehouse, D.

(2022). When nature needs a helping hand : Different levels of human intervention for mangrove (re-)establishment. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 784322. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.784322>

ANNEXE



Figure 1. Classes de couverture terrestre et aquatique pour le site de l'embouchure de la rivière Mono en 1988, 2017 et 2021 (capteur Landsat 8 OLI).

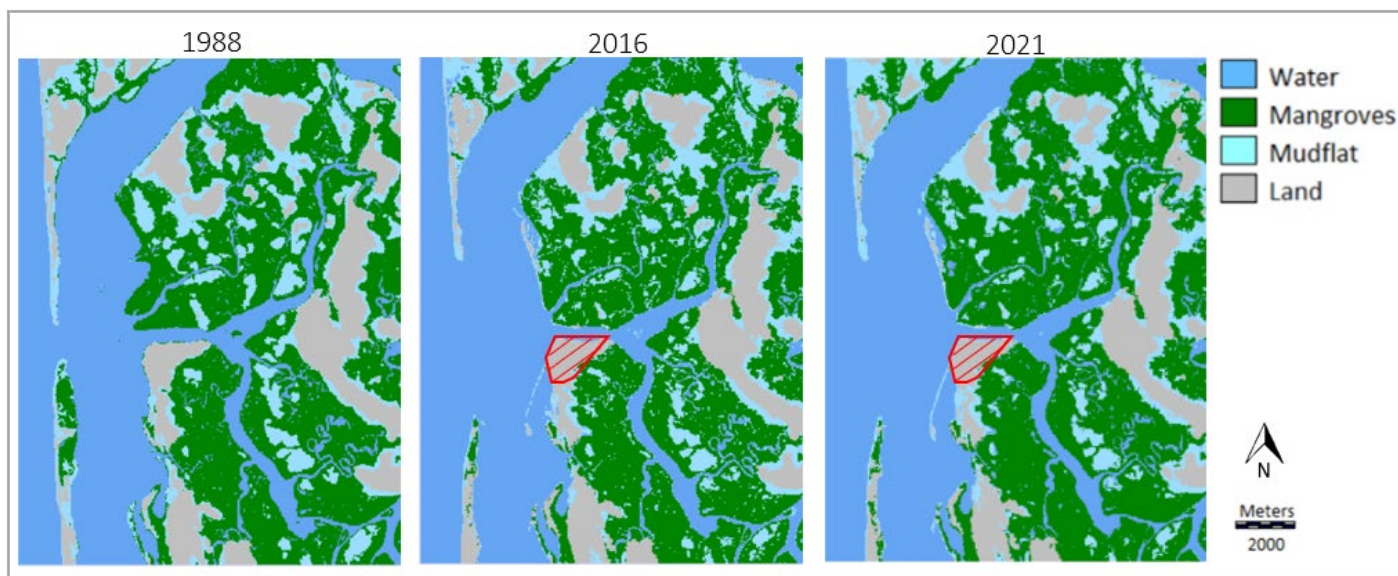


Figure 2. Classes de couverture terrestre et aquatique pour le site du Delta du Saloum en 1988, 2016 et 2021 (la zone de restauration est en rouge) (capteur Landsat 8 OLI).

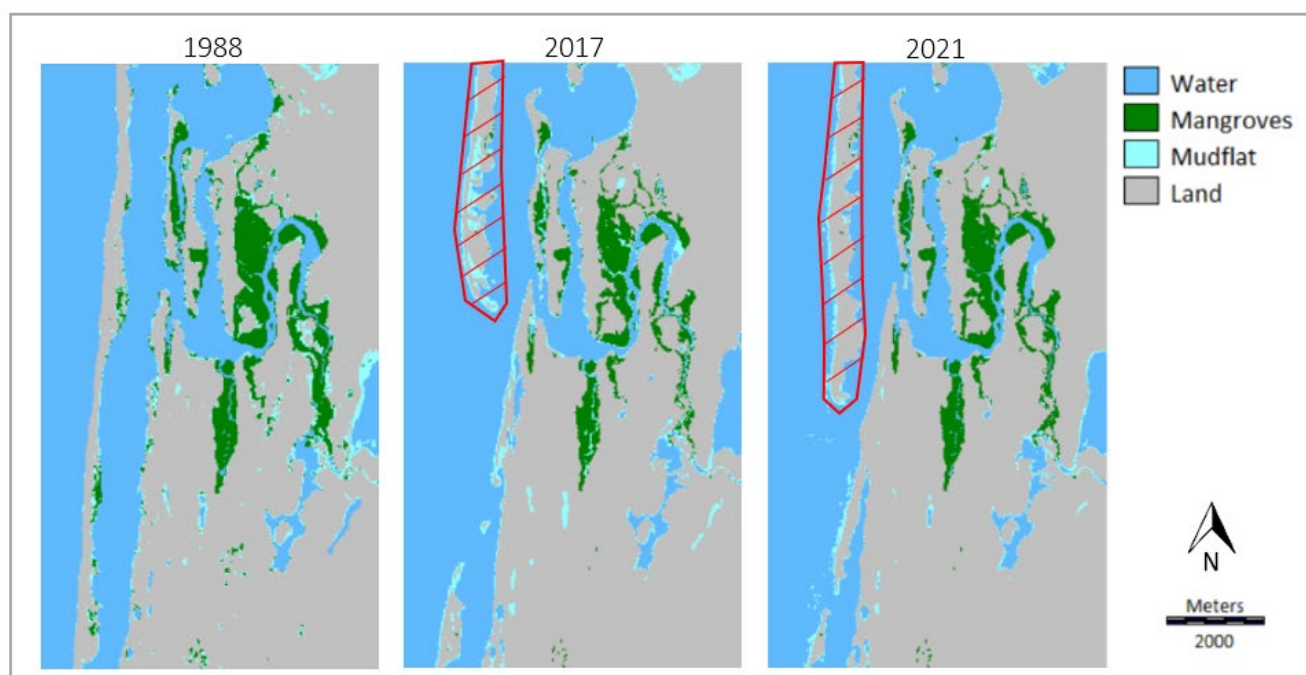


Figure 3. Classes de couverture terrestre et aquatique pour le site de l'embouchure de la rivière Saint-Louis en 1988, 2017 et 2021 (zone de restauration en rouge) (capteur Landsat 8 OLI).

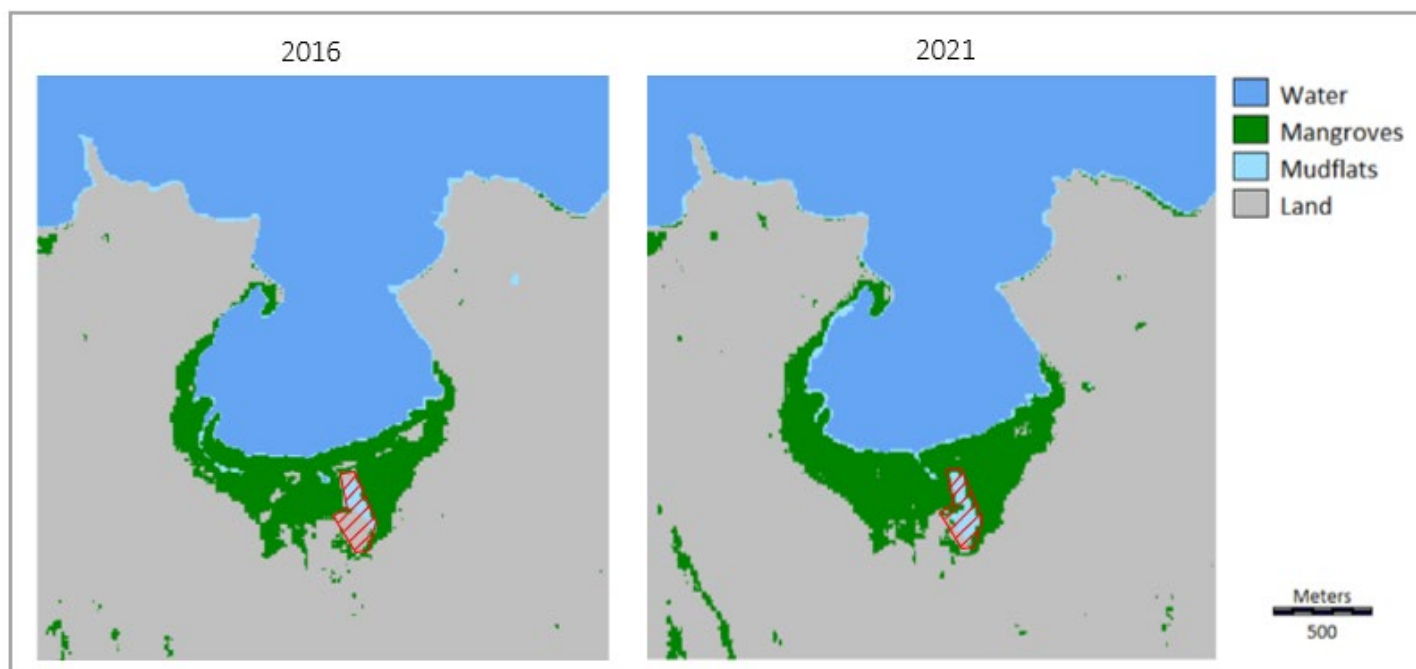


Figure 4. Classes de couverture terrestre et aquatique pour le site de Cuajiniquil en 2016 et 2021 (zone de restauration en rouge) (capteur Sentinel-2).

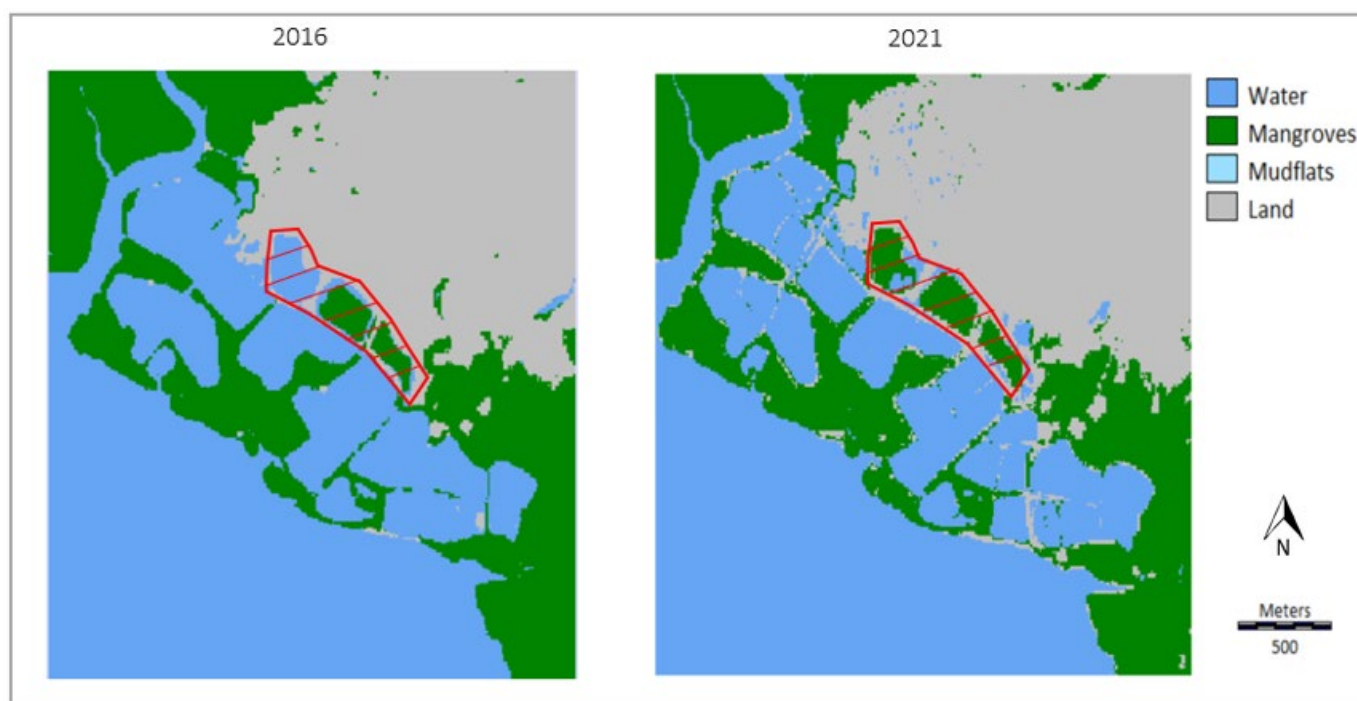


Figure 5. Classes de couverture terrestre et aquatique pour le site de Chomes en 2016 et 2021 (zone de restauration initialement prévue en rouge) (capteur Sentinel-2).

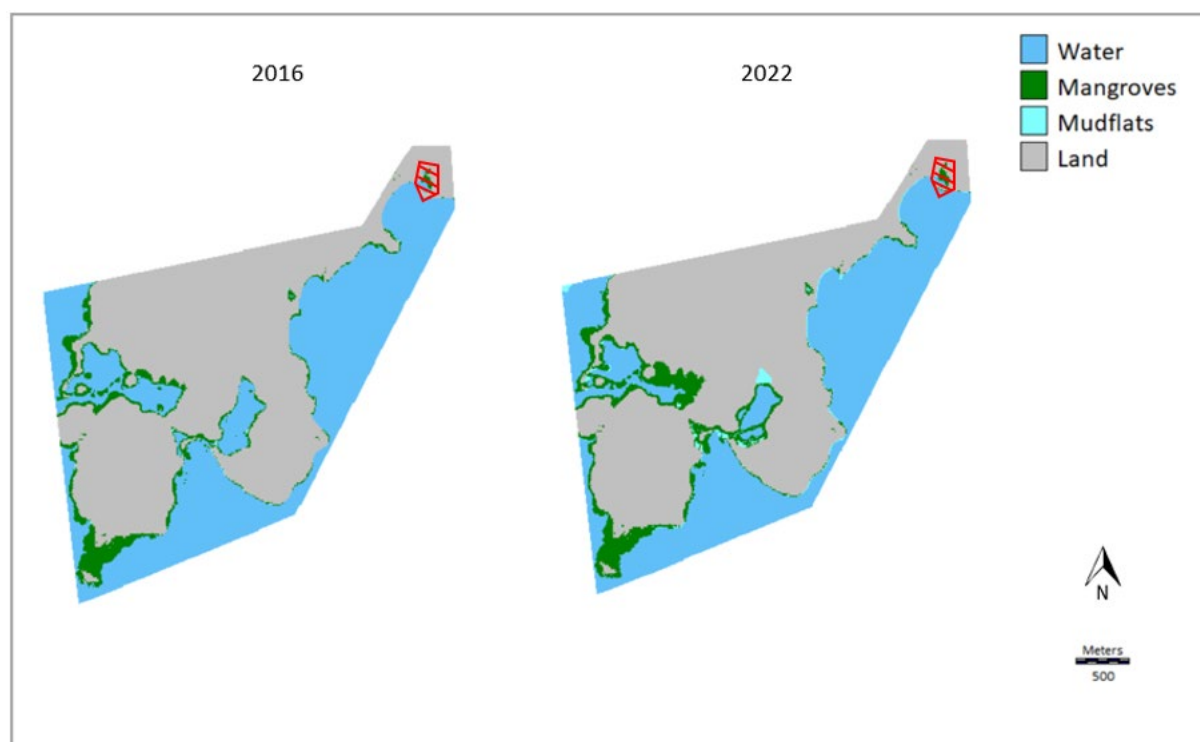


Figure 6. Classes de couverture terrestre et aquatique pour le site de Tambaliza en 2016 et 2022 (zone de restauration en rouge) (capteur Sentinel-2).

Tableau 1. Coefficients Kappa de la matrice d'erreur

Sites	Type d'environnement	Coefficient de Kappa	Coefficient de Kappa global
Embouchure du fleuve Mono	Eaux	0.99	0.97
	Mangroves	0.96	
	Zones terrestres	0.97	
Delta du Saloum	Eaux	0.99	0.93
	Mangroves	0.88	
	Vasières	0.90	
	Zones terrestres	0.96	
Embouchure du fleuve Sénégal	Eaux	1	0.95
	Mangroves	0.95	
	Vasières	0.89	
	Zones terrestres	0.96	
Cuajiniquil	Eaux	1	0.96
	Mangroves	0.94	
	Vasières	0.91	
	Zones terrestres	0.99	
Chomes	Eaux	0.99	0.96
	Mangroves	0.92	
	Vasières	0.96	
	Zones terrestres	0.98	
Tambaliza	Eaux	0.98	0.95
	Mangroves	0.92	
	Vasières	0.95	
	Zones terrestres	0.96	

Tableau 2. Annuaire des marées (Source : SHOM)

Sites	Dates	Marée basse/marée haute	Hauteur (m)	Coefficient
Cuajiniquil, Costa Rica	2016	Haute	2,00	66
	2021	Haute	1,50	46
Chomes, Costa Rica	2016	Basse	0,10	66
	2021	Basse	0,00	63
Embouchure du fleuve Sénégal, Sénégal	2016	Haute	1,25	57
	2021	Haute	1,20	34
Delta du Saloum, Sénégal	2016	Basse	0,60	71
	2021	Haute	1,00	34
Embouchure du fleuve Mono, Bénin	2016	Haute	1,13	60
	2021	Haute	0,84	104
Tambaliza, Philippines	2016	Basse	0,29	42
	2022	Basse	0,00	36

Tableau 3. Grille de l'enquête et code des questions

Code de la question	Question
1	Quels sont les principaux risques dans ce secteur ?
2	Qui et quoi sont menacés par les catastrophes naturelles ?
3	Lorsque vous avez subi de telles catastrophes par le passé (par exemple, il y a 5 à 10 ans), y a-t-il eu des conséquences à long terme ?
4	Lorsque vous avez été confronté à de telles catastrophes par le passé, combien de temps a-t-il fallu pour retrouver une vie normale (en nombre d'années) ?
5	Etes-vous au courant du projet ?
6	Etes-vous au courant des réalisations du projets ?
7	Quand avez-vous entendu parler du projet ?
8	Comment avez-vous entendu parler du projet ?
9	Avez-vous été consulté dans le cadre du projet ?
10	Avez-vous été consulté plus d'une fois dans le cadre du projet ?
11	Quelles sont les principales réalisations du projet selon vous ?
12	Avez-vous directement participé au projet ?
13	Avez-vous participé aux travaux ou à la replantation des palétuviers ?
14	Avez-vous participé à des formations ?
15	Quelles sont les principaux effets du projet ?
16	Est-ce que le littoral a changé depuis le projet ?
17	Est-ce que cela est lié au projet selon vous ?
18	Est-ce que cela est lié à d'autres raisons ?
19	Quelles sont les effets positifs du projet ?
20	Quelles sont les effets négatifs du projet ?
21	Vous sentez vous plus en sécurité ?
22	Pourquoi ?
23	Si une catastrophe naturelle devrait se reproduire, est ce que vous pensez que vous pourrez reprendre une vie normale plus rapidement et/ou facilement qu'auparavant ?
24	Pourquoi ?
25	Est-ce que vous pensez que les choses vont changer dans les prochaines années à la suite du projet ?
26	Recommanderiez-vous ce projet pour d'autres barangays ?

Tableau 4 : Résultats de l'enquête auprès des communautés locales dans le cadre du projet de restauration aux Philippines. L : Lo-Ong ; BN : Bacjawan Norte ; B : Bagongon ; P : Polopiña ; T : Tambaliza.

Code de la question	Réponses	Officiels	L-1	L-2	BN-1	BN-2	BN-3	BN-4	B-1	B-2	P-1	P-2	T-1	T-2	T-3	T- 4	T- 5
1	Typhon	2	0	0	3	0	0	4	4	4	4	4	4	3	4	4	0
	Surcôte	3	3	3	4	0	0	3	3	0	3	0	3	0	3	0	0
	Déchets	0	2	2	2	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Inondations	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Marée haute	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4
	Débris de bois rejetés sur le rivage	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Erosion côtière	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Changements climatiques	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Glissements de terrain	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
2	Populations	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0
	Maisons	0	1	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0
	Bateaux	0	1	1	0	0	0		0	1	0	1	1	1	0	1	1
	Arbres	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0
	Moyens de subsistance	1	0	0	0	0	0		0	0	1	0	1	0	0	1	1
	Animaux de compagnie	0	0	0	0	0	1		0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Approvisionnement en poissons	1	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
3		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non
4		3 ans	1 an	1 an	10 ans	5 ans	4 ans	1 an	NSP	2 ans	9 ans	1 an	3 ans	2 ans	1 an	1 an	NA
5		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non
6		NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	Oui
7		2016	2016	2016	2019	2014	2014	NSP	2015	2018	2020	NSP	2017	2021	2019	2017	2021

8	Séminaires	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0
	Vue des travaux/infrastructures	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Radio	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
9		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Oui	Non
10		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non	Oui	NA	Oui	Oui	Non
11	Infrastructures grises	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1
	Programme de subsistances	0	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0
	Replantation de palétuviers	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0
	Renforcements des savoirs et des capacités	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
	Ne sait pas	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Protection de l'environnement	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
12		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non
13		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Non	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non
14		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	0	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Oui	Non
15	Protection de la côte	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0
	Revenu alternatif	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1
	Protection contre l'érosion des sols	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Améliorations des connaissances et des capacités	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Rémunérations des travailleurs	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
	Croissance des palétuviers	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
	Protection des petits poissons	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Accès sécurisés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Augmentation du flux d'eau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
16	Moins de vagues	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0

	Ne sait pas	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
	Sentiment de sécurité	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Meilleure protection de l'environnement	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Plus de crabes, de poissons et d'huitres	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Moins de maisons menacées sur la côte	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lieu plus sûr pour amarrer les bateaux	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Moins d'érosion du sol	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Nouveau sentier	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
	Plus de mangroves	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Plus de bateaux	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
17		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	NSP	NA	Oui	NA	NSP	Oui	NA	Oui	NA	Oui
18		Non	Non	Non	Non	Non	Non	NSP	NA	Non	NA	NSP	Oui	NA	Non	NA	Non
19	Protection de la côte	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0
	Moins d'érosion du sol	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Meilleurs moyens de subsistances	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ne sait pas	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Accès sûr et facile	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
	L'environnement est mieux protégé	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Plus de tourisms	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
20	Lmite les déplacements des bateaux	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ne sait pas	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0
	Pas d'effets négatifs	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1

21		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Oui	NA
22	Moins de vagues	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	NA	0	0	NA
	Protection par les mangroves	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	NA	1	0	NA
	Ne sait pas	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	NA	0	0	1
	Prévention des impacts	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	NA	0	1	NA
	Formation sur l'atténuation des catastrophes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	NA	1	0	NA
	Nouveau sentier	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	NA	0	0	NA
23		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	NSP	Non	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	NSP
24	Renforcement des capacités	1	0	1	1	1	1	NA	0	0	0	0	1	1	1	0	NA
	Ne sait pas	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1
	Un réseau plus efficace	1	1	0	0	0	0	NA	0	0	0	1	0	0	0	0	NA
	Moins de dommages grâce à la protection	0	0	1	0	0	0	NA	0	0	0	0	0	0	1	1	NA
25	Ne sait pas	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Croissance des palétuviers	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
	Destruction des bambous	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
	Le niveau de préparation face aux risques va se maintenir	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Pas sûr que les activités se maintiennent	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
	Pas de changements	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Les activités liées à la noix de coco vont se maintenir	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ensablement de l'embouchure de la rivière	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	Plus de poissons et de crabes	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Finition de l'écoparc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

26		Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
----	--	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Tableau 5 : Résultat de l’enquête menée sur 10 membres de la communauté de Toubakouta concernant les usages de la mangrove.

Question	Réponses	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Quels sont les usages de la mangrove par la communauté de Toubakouta ?	Pêche de poissons	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Récolte des huitres		x	x	x	x	x	x	x	x	
	Récolte d’autres coquillages			x		x	x		x		
	Pêche aux crabes	x	x	x	x	x	x		x	x	x
	Utilisation récréative				x	x		x	x	x	x
	Ecotourisme					x			x		