

THÈSE DE
DOCTORAT

2025

HERBIERS À PHANÉROGAMES MARINES DE LA BAIE DE RANOBE : CONTRIBUTION À LA GESTION DURABLE DES ÉCOSYSTÈMES DE CARBONE BLEU À MADAGASCAR

RAKOTONJANAHARY Fidèle





MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE DE TOLIARA

INSTITUT HALIEUTIQUE ET DES SCIENCES MARINES

ECOLE DOCTORALE : SCIENCES MARINES ET HALIEUTIQUES

THESE

Pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES MARINES ET HALIEUTIQUES

OPTION : Gestion des Ressources Aquatiques et Aquaculture

Les herbiers à phanérogames marines de la baie de Ranobe : Contribution à la gestion durable des écosystèmes de carbone bleu à Madagascar

Présentée par :

RAKOTONJANAHARY Fidèle

Le 29 Avril 2025 à l'Université de Toliara, devant le jury composé de :

- › Président Professeur REMANEVY Mara Edouard, Université de Toliara
- › Directeur de Thèse Professeur LAVITRA Thierry, Université de Toliara
- › Co-encadrante Dr. RANIVOARIVELO Lantoasinoro N., Université de Toliara
- › Co-encadrant Dr./HDR TODINANAHARY Gildas G. B., Université de Toliara
- › Rapporteur Interne Professeur RANAIVOSON Eulalie, Université de Toliara
- › Rapporteur Externe Professeur LASSERRE Gérard ; Université de Montpellier
- › Examineur 1 Dr./HDR RANAIVOMANANA Lala, Université de Toliara
- › Examineur 2 Dr./HDR MAHAFINA Jamal Angelot, Université de Toliara



REMERCIEMENTS

Lorsque j'ai informé certains amis et membres de ma famille que j'étais à la recherche d'une opportunité de doctorat, beaucoup ont ri, tandis que d'autres m'ont souhaité bon courage. Ce travail de recherche représente l'aboutissement d'un rêve qui semblait presque impossible à réaliser, surtout au vu du manque de financement initial pour le démarrage. Aujourd'hui, c'est une immense fierté pour moi, car j'ai pu surmonter de nombreuses épreuves, grandir à travers elles, et mieux comprendre mes forces et mes limites.

Tout au long de cette recherche, j'ai traversé des moments d'adversité et des défis importants : des problèmes de santé, un stress croissant, des tensions familiales, des querelles, ainsi que des occasions manquées de partager des moments précieux avec mes proches, notamment mes enfants. Cependant, ces expériences m'ont forgé, renforcé ma résilience et enrichi mon parcours personnel et professionnel.

De nombreuses personnes et institutions de divers pays ont uni leurs efforts et consacré leur temps pour rendre cette recherche possible.

Je tiens à remercier tout d'abord le Professeur **REMANEVY MARA Édouard**, Directeur de l'École Doctorale Thématique Sciences Marines et Halieutiques (EDT-SMH) d'avoir accepté mon inscription. Sans oublier, l'équipe d'Accueil « Gestions des Ressources Aquatiques et Aquaculture » et du Conseil Scientifique de l'EDT-SMH pour leur accueil.

J'adresse aussi mes vifs remerciements au Professeur **LAVITRA Thierry**, mon Directeur de thèse. Il n'a jamais cessé de me conseiller et de me diriger vers la bonne direction tout au long de ma recherche. Ses critiques, conseils scientifiques et soutiens moraux m'ont donné également plus de force face aux différents problèmes que j'ai rencontrés durant la réalisation de la recherche.

Je tiens également à exprimer ma profonde reconnaissance au Docteur **RANIVOARIVELO Lantoasinoro Nirinarisoa** et au Professeur **TODINANAHARY Gildas George Boleslas** pour leur co-encadrement. Leurs conseils avisés, leur disponibilité et leurs critiques constructives ont grandement contribué à la qualité et à la réussite de ce travail.

Je souhaite exprimer ma sincère gratitude envers Monsieur

- Docteur **Mat VANDERKLIFT**: Senior Researcher at CSIRO Oceans & Atmosphere Flagship

Ses précieux orientation, conseils et surtout les commentaires sur les articles scientifiques, sa patience ont joué un rôle essentiel dans la réussite de la publication des chapitres de ma thèse.

- Docteur **Gilles LEPOINT** Maître de recherche, Chercheur Senior F.R.S.-FNRS.

Ses précieux conseils, sa générosité et sa patience et son dévouement ont joué un rôle essentiel dans la réussite de mes analyses et mes travaux de laboratoire.

À tous les enseignants de l'IH.SM, qui nous ont transmis leurs connaissances en nous offrant toutes les connaissances théoriques et pratiques. Sans leurs validations depuis la première année, je n'aurais pas la force de continuer dans la réalisation de ces travaux de recherche.

Je tiens également à témoigner ma gratitude à toutes les personnes suivantes :

- Membres du comité de suivi de ma thèse pour leur soutien et leur contribution précieuse. Leurs conseils éclairés, leur expertise et leurs remarques constructives ont grandement enrichi mon travail de recherche. Leurs suggestions et leurs discussions ont été d'une grande valeur et ont contribué à l'amélioration de ma thèse.

Je tiens également à remercier les membres du jury d'avoir bien voulu accepter de juger cette thèse :

- › **Président du Jury** : Professeur titulaire REMANEVY Mara Edouard, Université de Toliara
- › **Rapporteur Interne** : Professeur émérite RANAIVOSON Eulalie, Université de Toliara
- › **Rapporteur Externe** : Professeur LASSERRE Gérard, Université de Montpellier
- › **Examineur 1** : Dr./HDR RANAIVOMANANA Lala, Université de Toliara
- › **Examineur 2** : Dr./HDR MAHAFINA Jamal Angelo, Université de Toliara
- › **Co-encadrante de Thèse** : Dr. RANIVOARIVELO Lantoasino Nirinasoa, Université de Toliara
- › **Co-directeur de Thèse** : DR/HDR TODINANAHARY Gildas G.B., Université de Toliara
- › **Directeur de Thèse** : Professeur LAVITRA Thierry, Université de Toliara

Sans les apports financiers de l'extérieur, ma thèse n'aurait abouti. J'exprime par conséquent, mes énormes gratitudes aux institutions :

- ☞ IORA et CSIRO par le biais de Docteur Mathieu VANDERKLIFT
- ☞ À WIOMSA à travers le financement MARG I pour financer la réalisation des travaux sur le terrain et
- ☞ Au Laboratoire d'Écologie Tropicale et Isotopique (LETIS, UR, FOCUS) de l'Université de Liège par le biais de Docteur Gilles LEPOINT.

Il n'aurait peut-être pas été possible de terminer cette thèse sans le soutien de l'équipe de Blue Carbon Project de l'IH.SM. À toutes mes équipes qui m'ont toujours soutenu sur le terrain, aux diverses préparations sur les travaux de laboratoire et pendant le traitement des données :

- ☞ RAKOTONIRINA Rogelia Jenny L.,
- ☞ RAZAKARISOA Toky,
- ☞ PEPIN Jonathan,
- ☞ BEVA Grilante,
- ☞ MORY Toky Justino,
- ☞ LEONCE Costikà,
- ☞ MISANDRATRA Shalom

Un spécial remerciement à l'adresse de Docteur **ANDRIAMAHAZO Cicelin**, Docteur **HENITSOA Jaonalison**, Docteur **BEHIVOKE Faustinato**, Mr **NOMENISOA Aina Ledon**, Mr **RABEARISON Mihary** et Mr **DIMBINIAINA Maka** qui m'ont beaucoup aidé d'une manière incroyable durant certains moments difficiles, d'ordre technique, stratégique et autres de ma thèse.

Enfin, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mes proches : mon père, ma mère, ma femme et mes adorables enfants, pour leur soutien indéfectible, tant moral que physique, tout au long de la réalisation de cette thèse. Leur amour, leurs encouragements et leur présence constante ont été une source inestimable de force. Sans eux, je n'aurais jamais pu arriver jusqu'ici :

À mes parents : mon père Mr **RAVELONANAHARY Jean Luis Severin** et ma mère Mme **RASOAVOLOLONA Bernadette**

- ☞ À ma femme **RAKOTONARIVO Hary Nirina Prisca**.
- ☞ À mes étoiles : **RAKOTONJANJAHARY Mahery Harifidy Tantely**, **RAKOTONJANJAHARY Harena Finoana** et **RAKOTONJANJAHARY Fitiavana Fitahiana**.

À toute ma famille et à mes ami(e)s, qui prononcent toujours mon nom dans leurs prières, et à tous ceux qui ont participé d'une manière ou d'une autre à la réalisation de ce mémoire.

**MERCI À TOU(TE)S ET QUE DIEU
VOUS ACCORDE SA GRÂCE !**

*À mes trois étoiles, **Mahery, Harena et Fitahiana**,
Vous m'avez donné la force de persévérer.
Ce doctorat est aussi le vôtre, car sans vos rires, vos câlins et
votre patience, je n'y serais pas arrivé.*

*To my three stars, **Mahery, Harena, and Fitahiana**,
You gave me the strength to keep going.
This doctorate is yours as much as it is mine—without your
laughter, your hugs, and your patience, I wouldn't have
made it.*

Résumé

Cette étude, menée dans la baie de Ranobe au sud-ouest de Madagascar, s'intitule « Les herbiers à phanérogames marines de la baie de Ranobe, Sud-Ouest de Madagascar : Contribution à la gestion durable des écosystèmes de carbone bleu à Madagascar ». Elle explore trois dimensions essentielles des herbiers marins : leur utilisation par les communautés locales, leur structure écologique, et leur potentiel de séquestration du carbone. L'objectif principal est de fournir des données scientifiques utiles à la gestion durable des ressources marines et à la conservation de la biodiversité côtière.

Le premier axe de l'étude porte sur l'utilisation et la gestion des herbiers marins par les communautés locales. Les résultats montrent que 55 % des personnes interrogées estiment que l'état des herbiers se dégrade, et 74,8 % identifient les pratiques de pêche destructrices comme les principales causes de cette détérioration. Ce chapitre met en évidence l'importance des herbiers marins dans les activités de subsistance, tout en soulignant les pressions humaines croissantes auxquelles ces écosystèmes sont soumis. Il examine également les perceptions des communautés sur la valeur écologique et économique de ces habitats.

Le deuxième axe s'intéresse à la structure écologique des herbiers marins, en combinant des observations de terrain avec l'analyse d'images satellites. La baie de Ranobe abrite environ 4 526 hectares d'herbiers à phanérogames, répartis en neuf espèces. L'étude a permis d'identifier les espèces dominantes et de cartographier leur distribution. Ces résultats apportent des données essentielles pour le suivi écologique de l'évolution des herbiers dans le temps et l'espace.

Le troisième axe examine la capacité de séquestration du carbone des herbiers marins. Les analyses révèlent que ces écosystèmes peuvent stocker jusqu'à 147,7 Mg/ha de carbone dans les zones profondes, et 74,5 Mg/ha dans les zones peu profondes, près des rivages. Ces données soulignent le rôle des herbiers marins comme puits de carbone naturel, contribuant ainsi à l'atténuation des effets du changement climatique.

En conclusion, les résultats de cette étude montrent que les herbiers marins de la baie de Ranobe sont des écosystèmes d'une grande importance écologique, sociale et climatique. Ils fournissent de nombreux services écosystémiques aux communautés locales, tout en jouant un rôle crucial dans la séquestration du carbone. Pour assurer leur préservation, l'étude recommande des approches de gestion intégrée fondées sur des dimensions sociales, scientifiques et politiques.

Mots-clés : *Herbiers marins ; biodiversité ; Perception communautaires ; Carbone bleue ; Distribution spatiale ; écosystème côtier ; Changement climatique ; Baie de Ranobe ; Madagascar*

Abstract

This study, conducted in the Bay of Ranobe in southwestern Madagascar, is entitled "Seagrass Meadows of the Bay of Ranobe, Southwestern Madagascar: Contribution to the Sustainable Management of Blue Carbon Ecosystems in Madagascar." It explores three key aspects of seagrass ecosystems: local use and management, ecological structure, and carbon sequestration potential. The main objective is to provide scientific data that supports the sustainable management of marine resources and the conservation of coastal biodiversity.

The first component of the study focuses on the use and management of seagrass meadows by local communities. Results show that 55% of respondents perceive the condition of the seagrass beds to be deteriorating, and 74.8% cite destructive fishing practices as the main drivers of this degradation. This section highlights the critical role seagrass plays in local livelihoods, while also exposing the increasing anthropogenic pressures they face. It also explores community perceptions of the ecological and economic importance of these habitats.

The second component examines the ecological structure, species composition, and spatial distribution of seagrass meadows in the bay. Combining field surveys with satellite imagery analysis, the study reveals that approximately 4,526 hectares of seagrass meadows are present in the Bay of Ranobe, composed of nine identified seagrass species. The research provides a detailed mapping of species distribution and dominant assemblages, offering valuable data for long-term ecological monitoring.

The third component assesses the carbon sequestration capacity of seagrass meadows. Results indicate that seagrass beds in deeper areas can store up to 147.7 Mg C/ha, while shallow nearshore areas can sequester up to 74.5 Mg C/ha. These findings highlight the significant role of seagrass ecosystems in sedimentary carbon storage and their potential contribution to climate change mitigation.

In conclusion, this study underscores the ecological, social, and climate-related importance of seagrass meadows in the Bay of Ranobe. These ecosystems provide critical services to coastal communities and act as natural carbon sinks. The study recommends integrated management strategies that address social, scientific, and policy dimensions to ensure the long-term sustainability and conservation of these vital ecosystems.

Keywords: *Seagrass ; Biodiversity; Community perception; Blue carbon; ; Coastal ecosystems; Climate change; Ranobe Bay, Madagascar.*

Table des matières

| | |
|---|----|
| REMERCIEMENTS | I |
| | |
| Résumé | 1 |
| Table des matières | IV |
| Liste des figures | IX |
| I. Chapitre 1 : INTRODUCTION GENERALE | 1 |
| I.1. Contexte général | 2 |
| I.2. Ecosysteme de carbone bleu | 4 |
| I.2.1. Définition..... | 4 |
| I.2.2. Distribution des herbiers à phanérogames marines en tant qu'écosystème de carbone bleu et répartition géographique | 4 |
| I.2.2.1. <i>Herbiers à phanérogames marines dans le monde</i> | 4 |
| I.2.2.2. Herbiers à phanérogames marines à Madagascar | 5 |
| I.2.3. Processus de séquestration des carbones | 6 |
| I.3. Généralité sur les herbiers à phanérogames marines | 9 |
| I.3.1. Interaction écologique et Importances..... | 9 |
| I.3.1.1. <i>Interaction écologique</i> | 9 |
| I.3.1.2. <i>Importance Ecologique</i> | 11 |
| I.3.1.3. <i>Importance socio-économique</i> | 12 |
| I.3.1.4. <i>Atténuation de l'effet de changement climatique</i> | 13 |
| I.3.2. Caractéristique et mode de vie des herbiers marins | 13 |
| I.3.3. Historique sur la taxonomie..... | 14 |
| I.4. Problématique et objectif de la recherche | 15 |
| I.4.1. Menace et pressions globale sur les herbiers à phanérogames marines entant qu'écosystèmes de carbone bleu | 15 |
| I.4.1.1. <i>Pressions naturelles</i> | 15 |
| I.4.1.2. <i>Pressions anthropiques</i> | 16 |
| I.4.1.3. <i>Autres menaces et pressions</i> | 17 |
| I.4.1.4. <i>Argumentaires de cette étude</i> : | 18 |
| I.4.2. Hypothèses | 19 |
| I.4.3. Objectif de la recherche et résultats attendus | 19 |
| II. Chapitre 2 : METHODOLOGIE GENERALE | 21 |
| 2.1. Presentation de la zones d'étude | 22 |
| 2.1.1. Raisons du choix de la baie de Ranobe | 23 |

| | | |
|-------------|--|----|
| 2.1.1.1. | <i>Raisons scientifiques</i> | 23 |
| 2.1.1.2. | <i>Raisons contexte géographique et interactions écosystémiques</i> | 24 |
| 2.1.1.3. | <i>Raisons relatives aux enjeux socio-économiques et services écosystémiques</i> | 25 |
| 2.2. | Méthode de collecte des données | 25 |
| 2.2.1. | Utilisation et la gestion des herbiers marins..... | 25 |
| 2.2.2. | Répartition géographique et la diversité spécifique..... | 27 |
| 2.2.3. | Sequestration et stockage de carbone bleue | 28 |
| 2.3. | Traitement et analyse statistique des données | 29 |
| III. | Chapitre 3: Use and management of seagrass ecosystems in Southwestern Madagascar | 32 |
| 3.2. | Introduction | 35 |
| 3.3. | Materials and methods | 36 |
| 3.3.1. | Study alocation..... | 36 |
| 3.3.2. | Site-selection criteria..... | 38 |
| 3.3.3. | Characteristics of the survey participants..... | 38 |
| 3.3.4. | Data collection..... | 39 |
| III.2.4.1. | <i>Local perception of the seagrass and their associated resources</i> | 39 |
| III.2.4.2. | <i>Understanding the importance of seagrass ecosystems through participatory mapping</i> 40 | |
| III.2.4.3. | <i>Identification of existing management laws and policies regarding the seagrass ecosystems in the bay</i> | 40 |
| 3.3.5. | Data Analysis | 41 |
| 3.4. | Results | 42 |
| 3.4.1. | Terms used to describe seagrass..... | 42 |
| 3.4.2. | Activities conducted by villagers in the vicinity of seagrass meadows..... | 42 |
| 3.4.3. | Spatial distribution of seagrass use..... | 45 |
| 3.4.4. | Community perceptions on the status seagrass areas. | 46 |
| 3.4.5. | Existing forms of management for seagrass in the Bay of Ranobe..... | 47 |
| 3.5. | Discussion and conclusion | 49 |
| 3.5.1. | Importance of seagrass areas and the implication for local management..... | 49 |
| 3.5.2. | Human threats to Madagascar's seagrass meadows: toward effective conservation planning 50 | |
| 3.5.3. | Conflicts of activities in seagrass areas: the challenges of planning and regulation. | 50 |
| 3.5.4. | Towards sustainable management of seagrass ecosystems in Madagascar: national legal and policy frameworks | 51 |
| IV. | Chapitre 4: Spatial patterns of seagrass community in the bay of Ranobe MPA, southwest Madagascar, and implications for conservation and management | 54 |
| 4.1. | Introduction | 57 |
| 4.2. | Materials and methodologies | 58 |

| | | |
|-------------|---|-----------|
| 4.2.1. | Area of study | 58 |
| 4.2.2. | Satellite image acquisition, atmospheric and water column correction | 59 |
| 4.2.3. | Field survey | 59 |
| 4.2.4. | Species distribution by linear interpolation | 60 |
| 4.2.5. | Data analysis..... | 61 |
| 4.2.6. | Image processing | 61 |
| 4.3. | Results..... | 62 |
| 4.3.1. | Satellite image analysis : Seagrass cover and another habitat along the bay | 62 |
| 4.3.2. | Seagrass cover and another habitat along the bay | 62 |
| 4.3.3. | Species diversity composition | 63 |
| 4.3.4. | Species dominance | 64 |
| 4.3.5. | Species cover according the latitudes..... | 64 |
| 4.3.6. | The cover according to the distance from the coast | 67 |
| 4.3.7. | The cover according to depth | 68 |
| 4.3.8. | Species cover according to substrate type | 69 |
| 4.4. | Discussion..... | 70 |
| 4.4.1. | Species diversity..... | 70 |
| 4.4.2. | Spatial distribution: Mapping, Cover based on ecological characteristics, dominance. 70 | |
| | <i>VI.4.2.1. Mapping Assessment</i> | <i>70</i> |
| | <i>VI.4.2.2. Distribution and cover based on ecological characteristics</i> | <i>72</i> |
| 4.4.3. | Sustainable management | 73 |
| 4.5. | Conclusion..... | 74 |
| V. | Chapitre 5: Sedimentary carbon stocks in a shallow and deep seagrass of Ranobe bay: A first study for southwestern region and Madagascar | 75 |
| 5.1. | Introduction | 78 |
| 5.2. | Materials and Methods | 79 |
| 5.2.1. | Study area: Seagrass variables and sediment variables | 79 |
| 5.2.2. | Sampling Design | 80 |
| 5.3. | Results..... | 85 |
| 5.3.1. | Characteristics of the area of study..... | 85 |
| 5.3.2. | Characteristics of the cores..... | 85 |
| 5.3.2.1. | <i>Core's compaction, dry bulk density (DBD) and Moisture rate.</i> | <i>85</i> |
| 5.3.2.3. | <i>Carbon content</i> | <i>88</i> |
| 5.3.2.4. | <i>Carbon stored in the area.....</i> | <i>89</i> |
| 5.3.2.5. | <i>General Linear Model (GLM).....</i> | <i>90</i> |
| 5.4. | Discussion..... | 91 |
| 5.4.1. | Blue carbon in the Bay of Ranobe..... | 91 |

| | | |
|-------------|--|------------|
| 5.4.2. | Sources of Organic Matter and Their Contribution to Sediment Organic Carbon in Ranobe Bay | 93 |
| 5.4.3. | Contribution of seagrass Beds in Ranobe Bay to Climate Change Mitigation..... | 94 |
| 5.5. | Conclusion..... | 95 |
| VI. | Chapitre 6: DISCUSSION GENERALE..... | 96 |
| 6.1. | Les herbiers à phanérogames marines et leur importance..... | 97 |
| 6.1.1. | Contribution à la compréhension des herbiers à phanérogames marines à Madagascar..... | 97 |
| 6.1.2. | Les herbiers à phanérogames marines de la Baie de Ranobe : un pilier essentiel des moyens de subsistance sous pressions..... | 98 |
| 6.1.3. | Contribution à l'atténuation du changement climatique..... | 99 |
| 6.2. | Menaces et pressions sur les herbiers à phanérogames de la baie de Ranobe | 100 |
| 6.2.1. | Pressions naturelles | 100 |
| 6.2.2. | Pressions anthropiques | 101 |
| 6.3. | Pour une gestion durable des écosystèmes de carbone bleu, spécifiquement les herbiers à phanérogames marines à Madagascar | 102 |
| 6.3.1. | Participation communautaire et renforcement des capacités locales pour la gestion des herbiers marins | 103 |
| 6.3.2. | Aspects scientifiques et recherches appliquées | 104 |
| 6.3.2.1. | <i>Valorisation des données existantes.....</i> | <i>104</i> |
| 6.3.2.2. | <i>Inventaire et collecte des données manquantes.....</i> | <i>105</i> |
| 6.3.2.3. | <i>Restauration et suivi des zones dégradées</i> | <i>105</i> |
| 6.3.2.4. | <i>Collaboration scientifique régionale et internationale</i> | <i>105</i> |
| 6.3.3. | Aspect Politique et législation..... | 106 |
| 6.3.3.1. | <i>Intégration des herbiers marins dans les politiques nationales et internationales</i> | <i>106</i> |
| 6.3.3.2. | <i>Cadre législatif et gouvernance participative</i> | <i>107</i> |
| 6.3.3.3. | <i>Valorisation économique et financement de la conservation.....</i> | <i>107</i> |
| 6.3.3.4. | <i>Renforcement des cadres législatifs et engagements internationaux</i> | <i>108</i> |
| 6.4. | Limites de l'étude et perspectives de recherche..... | 111 |
| 6.5. | Perspectives de recherche | 111 |
| | Références bibliographiques..... | 115 |
| | Annexe 1 : Liste des posters publiés | i |
| | <i>Publication Poster : Symposium sur la Biodiversité Marine, décembre 2024 à l'Hôtel Le Vahiné, Toliara.....</i> | <i>i</i> |
| | Publications Posters: WIOMSA Symposium October 2022 in South Africa, Port Elisabeth. | iii |
| | Annexe 2 : Article scientifiques..... | v |
| | Articles produits et acceptés dans le cadre de cette thèse dans le journal : | v |
| | Articles produits et soumis dans le cadre de cette thèse, dans le journal : (link) | vi |
| | Article en cours de préparation..... | vi |

Annexe 3 : Liste des Conférences et workshop : Participation et organisationvi

Annexe 4: Informations liés aux chapitres “Use and management of seagrass ecosystems in Southwestern Madagascar” viii

Annexe 5: Informations liés aux chapitres “Spatial patterns of seagrass community in the bay of Ranobe MPA, southwest Madagascar, and implications for conservation and management” xxv

Annexe 6: Informations liés aux chapitres “Sedimentary carbon stocks in a shallow and deep seagrass of Ranobe bay: A first study for southwestern region and Madagascar” xxvii

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure I.1 : Distribution globale des herbiers marins (source : Short et al. 2007)..... | 5 |
| Figure I.2 : Cycle du carbone dans les zones humides côtières: Adapté de Howard et al., 2017 | 7 |
| Figure I.3: Dynamique et Mécanisme de Séquestration et Stockage de Carbone des Herbiers Marins : Écosystème de Carbone Bleu (+ Séquestration, - Source de Carbone). | 8 |
| Figure I.4: Connection entre les écosystèmes, les ressources et les services écosystémiques. | 10 |
| Figure I.5: Effets en cascade de la dégradation des habitats côtiers : de l'érosion à la pauvreté (Barbier, 2017) | 11 |
| Figure I.6 : Illustration de l'importance des écosystèmes des herbiers marins selon (Armitage and Fourqurean, 2016). Photo: SeaStore-Diversity Enhancement Through Sea (Markes et al., 2022)..... | 12 |
| Figure I.7: Morphologie des herbiers marins (El Shaffai, 2016)..... | 14 |
| Figure I.8: Menaces sur les herbiers à phanérogame marines (Source modifiée : UNEP, 2020) | 17 |
| Figure II.1: Baie de Ranobe dans le Sud-ouest de Madagascar..... | 22 |
| Figure II.2: Enquêtes avec les communautés : (a) Entretien en groupe et (b) cartographie participative | 26 |
| Figure II.3: Plan de collecte des données : répartition des quadrats dans chaque point d'échantillonnage | 27 |
| Figure II.4: Collecte des carottes de sédiments : (a) carottage sur le site S1, (b) carottage sur le site S2 | 28 |
| Figure II.5: Étape de préparation des carottes (pré-lab) avant l'échantillonnage et l'analyse en laboratoire : | 28 |
| Figure II.6: Préparation des échantillons avant l'analyse | 29 |
| Figure III.1: Location of the Bay of Ranobe and its ecosystems and villages | 37 |
| Figure III.2: Group discussion during participatory mapping of seagrass in the village of Andrevo | 40 |
| Figure III.3: (a) Principal activities undertaken by villagers in the vicinity of seagrass beds in southwestern Madagascar, as identified through participatory mapping, further subdivided into types of (b fishing), (c) aquaculture, and (d) other, including boat skippering..... | 42 |

| | |
|--|----|
| Figure III.4: Activities implemented by villagers in seagrass areas in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar, including: (a, b) fishing techniques used by the local community, such as beach-senne netting and gleaning; (c, d) aquaculture, namely seaweed cultivation and sea cucumber farming; and (e) means of transport, such as traditional pirogues for fishing and visiting family, and boats with outboard motors used for tourist activities and research | 43 |
| Figure III.5: Results of participatory mapping of activities related to seagrass areas in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar | 45 |
| Figure III.6: (a) Overall perception by villagers of the status of seagrass areas in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar, and (b) general perception of the status of seagrass by residents of each village. (c) Factors respondents perceived to be causing damage..... | 47 |
| Figure IV.1 : The Bay of Ranobe, south-western Madagascar | 58 |
| Figure IV.2: Benthic classification and substrates in Bay of Ranobe..... | 62 |
| Figure IV.3: Seagrass species distribution in Bay of Ranobe:..... | 64 |
| Figure IV.4: Genealized Additifs Model of latitude and cover | 65 |
| Figure IV.5: Genealized Additifs Model analyzis of distance from the coast and cover | 67 |
| Figure IV.6: Genealized Additifs Model analyzis of depth and cover | 68 |
| Figure V.1: Study area. | 80 |
| Figure V.2: Granulometry characteristics of the two sites deeper and shallow..... | 85 |
| Figure V.3: Characteristics of cores: (a) compaction factor correction (cm), (b) dry bulk density (g cm-3); and (c) Moisture (%). | 86 |
| Figure V.4: Characteristics of cores: (a) Nitrogen (%), (b) Organic matter (%) and (c) 13C Gas | 87 |
| Figure V.5: Carbon contents (%) | 89 |

Liste des tableaux

| | |
|--|-----|
| Tableau II-1: Test statistiques | 30 |
| Tableau III-1: Ages (years) and gender (%) of the population in the Bay..... | 38 |
| Tableau III-2: Proportion (%) per village of the activities related to seagrass areas in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar | 44 |
| Tableau III-3: Existing laws relevant to sustainable management of marine and coastal environment that concern seagrass..... | 48 |
| Tableau IV-1: The area of benthic classes in Bay of Ranobe..... | 63 |
| Tableau IV-2: Seagrass species identified in Bay of Ranobe..... | 63 |
| <i>Tableau IV-3: Mean in % of the Cover per point per radial</i> | 66 |
| <i>Tableau VI-1: Estimation des carbonnes dans les herbiers a phanérogames marines de la baie de Ranobe</i> | 99 |
| Tableau VI-2: Stratégie de conservation et gestion des herbiers à phanérogames marines . | 109 |

I. Chapitre 1 : INTRODUCTION GENERALE



I.1. Contexte général

Les herbiers marins sont les seules plantes à fleurs (angiospermes monocotylédones) qui se sont adaptées à vivre dans des habitats marins et estuariens, la plupart du temps submergés (Phillips and Menez 1988; Bujang et al., 2006). Cet écosystème est l'un des plus productifs de la planète, et il supporte les communautés côtières et les pêcheries (de la Torre-Castro et al., 2014) du faite que certaines espèces qui s'y trouvent sont des ressources qui contribuent au développement économique de la population côtière par le biais de la pêche (Gillanders, 2006). Les herbiers marins, souvent plus présents dans les zones peu profondes et calmes, servent d'abri à des milliers d'animaux marins. C'est en fait la "nurserie" préférée les juvéniles de poissons, de crustacés et d'autres animaux qui s'y installent et se développent. Parmi ces animaux, on trouve des espèces menacées et protégées par l'UICN telles que les tortues vertes, les dugongs, et les hippocampes (Blandon and zu, 2014), et sont identifiés comme une caractéristique marine prioritaire (d'Avack et al., 2014). Certaines espèces se déplacent vers d'autres habitats lorsqu'elles atteignent une taille plus importante ou deviennent adultes, tandis que d'autres y passent toute leur vie (Vanderklift et al., 2019). Une de ses caractéristiques aussi selon (McCloskey and Unsworth, 2015) est que la richesse en diversité spécifique qu'est significativement plus élevée dans les herbiers à forte couverture que dans les zones à faible couverture. En termes de fonctions écologiques, les herbiers marins sont de véritables pièges à sédiments, qui permettent non seulement aux coraux d'être à l'abri des sédiments, mais aussi au littoral d'être protégé des vagues et de l'érosion (Short et al., 2007).

Au cours de dernière décennie, l'écosystème des herbiers marins a été reconnu à l'échelle internationale pour son rôle important dans la séquestration et le stockage du carbone, ce qui lui a valu le nom d'"écosystème de carbone bleu". Cette capacité contribue à atténuer les effets du changement climatique et à réduire l'acidification des océans, en faveur des récifs coralliens (Singh et al., 2015 ; Alongi et al., 2016). Les écosystèmes de carbone bleu absorbent environ 70 % du carbone organique présent dans les milieux marins (Mcleod et al., 2011a). Les habitats d'herbiers marins peuvent stocker le carbone jusqu'à 35 fois plus rapidement que les forêts tropicales humides (Mcleod et al., 2011 ; Fourqurean et al., 2012). En plus de leur rôle de stockage de carbone, les herbiers marins contribuent à la disponibilité des nutriments dans l'océan et à la production d'oxygène grâce à la photosynthèse, avec une production moyenne d'environ $14l \text{ d'O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ (Armitage and Fourqurean, 2016 ; Frankovich and Fourqurean, 1997).

Cependant, étant situé directement près de la côte, l'écosystème des herbiers marins est menacé par de nombreuses pressions dues aux activités anthropiques et aux catastrophes naturelles

(Mazarrasa et al., 2017). Les ressources marines telles que les poissons récifaux, les crustacés et les poissons vivant une partie de stade de leurs vie dans les herbiers marins sont de plus en plus soumises à une exploitation intensive, ce qui entraîne une dégradation continue de l'habitat (Nchimbi and Lyimo, 2019). À Madagascar, les communautés côtières de la partie sud-ouest de la grande île dépendent principalement de la pêche traditionnelle. En raison de la pratique de la senne de plage, de la surpêche et de l'augmentation de la population côtière, ces herbiers risquent d'être détruits, ce qui entraînerait la perte de leurs fonctions (Raveloarisoa, 2008). D'autres facteurs que nombreux scientifiques affirment tels que les dommages causés par les ancres et les amarrages de bateaux, les activités comme l'aquaculture et l'utilisation de hors-bords sur les zones des herbiers marins peuvent également réduire la densité des pousses et la couverture des herbiers, ce qui a un impact néfaste sur la faune associée. Ces impacts ont des conséquences négatives sur la fourniture de services écosystémiques tels que la disponibilité d'un habitat d'une zone de nurserie (McCloskey and Unsworth, 2015), et entraînent la libération d'énormes quantités de carbone dans l'atmosphère, contribuant ainsi à l'augmentation de l'effet du réchauffement et du changement climatique.

La recherche sur l'écosystème marin et côtier à Madagascar s'est principalement concentrée sur les récifs coralliens et les mangroves, ce qui a laissé les herbiers marins sous-étudiés. Les recherches de Gullström et al., 2018 ; Vanderklift et al., 2018 ; Vanderklift et al., 2019 confirment l'insuffisance de données et de littérature sur les variables environnementales qui influencent ces écosystèmes. Notre compréhension des avantages plus larges des écosystèmes de carbone bleu est limitée, en particulier en ce qui concerne les herbiers marins pour Madagascar. Dans la grande île, les études sur les herbiers marins se sont limitées à la description de la diversité des espèces pour quelque sites spécifiques et aux recherches liées à la protection et la conservation de la tortue de mer et du dugong en tant qu'espèces menacées. Seules quelques études ont été publiées sur le sujet, comme celles produites par Blue Ventures dans la région de Velondriake par Hantanirina and Benbow, 2013, et aussi des rapports de recherche dans une bibliothèque locale. Toutefois, ces études ne sont pas représentatives de l'ensemble de la zone étudiée, comme le souligne Ranaivomanana, 2016 dans son évaluation de la diversité des espèces d'une zone spécifique.

Afin d'assurer la durabilité de l'écosystème des herbiers marins et des ressources marines associées, il est impératif d'élaborer des plans et de procéder à la gestion durable, de protection et de conservation. Cependant, la mise en œuvre de tels projets nécessite des données scientifiques fiables « pour orienter les décisions prises en matière de gestion et de

conservation. Ainsi, des recherches plus approfondies et représentatives sont nécessaires pour mieux comprendre les herbiers marins et d'élaborer des plans de gestion durable et de conservation appropriés d'où la raison de la présente recherche.

I.2. Ecosystème de carbone bleu

I.2.1. Définition

Au cours de la dernière décennie, les herbiers marins ont été reconnus au niveau international pour leur capacité importante à séquestrer et à stocker les carbonnes, d'où leur appellation d'"écosystèmes de carbone bleu".

Le concept des "écosystème de carbone bleu" a été introduit pour désigner la contribution des écosystèmes océaniques et côtiers végétalisés, tels que les mangroves, les herbiers marins et les marais salants, à la séquestration du carbone (Macreadie et al., 2019; Vanderklift et al., 2019; Nellemann et al., 2009). Ces écosystèmes contribuent ainsi à l'atténuation des effets du changement climatique et à la réduction de l'acidification des océans (Alongi et al., 2016; Singh et al., 2015).

I.2.2. Distribution des herbiers à phanérogames marines en tant qu'écosystème de carbone bleu et répartition géographique

I.2.2.1. Herbiers à phanérogames marines dans le monde

Les herbiers marins sont présents dans toutes les zones côtières du monde, cependant leur répartition n'est pas uniforme. Les herbiers marins sont particulièrement abondants dans les zones côtières tropicales et subtropicales, où les conditions environnementales sont les plus propices à leur croissance (Green and Short, 2003; Waycott et al., 2009). Aussi dans ces zones où les eaux sont relativement peu profondes et riches en nutriments (Gullström et al., 2018). Parmi les espèces les plus courantes dans ces régions, on trouve les genres *Thalassia*, *Syringodium* et *Halodule* (Duffy, 2006).

Au niveau mondial, les herbiers marins sont classés en quatre familles (détails : Annexe 1.4.2.2) : les *Cymodoceaceae*, les *Hydrocharitaceae*, les *Posidoniaceae* et les *Zosteraceae* (Hartog & Kuo, 2006). Les espèces les plus courantes dans ces familles sont respectivement *Cymodocea nodosa*, *Halophila ovalis*, *Posidonia oceanica* et *Zostera marina*. Les zones les plus riches en herbiers marins sont situées dans la région Indo-Pacifique (Figure I-1), suivies de la mer des Caraïbes, de la Méditerranée et de l'Atlantique Nord (Green and Short, 2003).

On y trouve environ 16 espèces réparties en 9 familles et 12 genres. les espèces le plus rencontrées sont respectivement *Thalassodendron ciliatum*, *Halodule uninervis*, *Halophila ovalis*, *Cymodocea serrulata*, *Ruppia maritima* et *Syringodium isoetifolium* (Short et al., 2001).

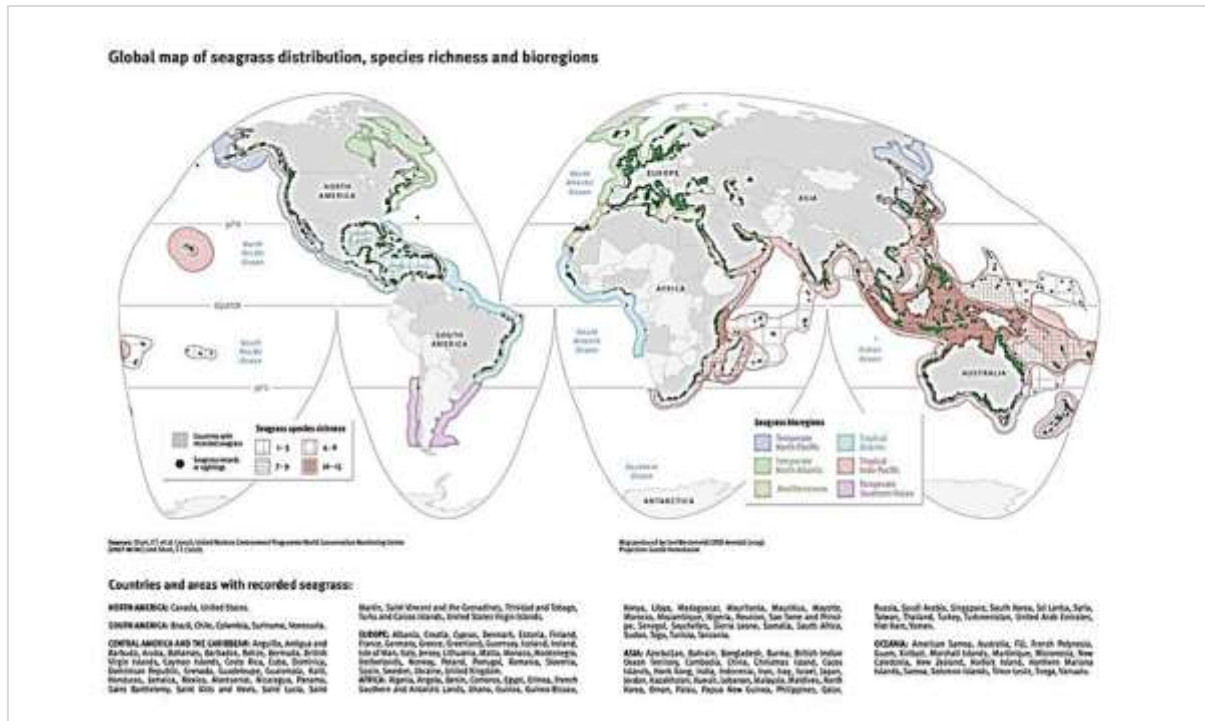


Figure 1.1 : Distribution globale des herbiers marins (Hisham Ashkar 2020)

1.2.2.2. Herbiers à phanérogames marines à Madagascar

Madagascar est connue pour abriter une grande variété d'écosystèmes marins, y compris des herbiers marins qui sont considérés comme les plus vastes zones de l'Océan Indien (Gullström et al., 2002 ; Green and Short, 2003). Ces herbiers se trouvent principalement dans les baies et les lagons, où les courants et les vagues sont faibles et les nutriments sont disponibles en quantité suffisante pour soutenir la croissance des plantes. Ces herbiers sont plus représentés dans les zones côtières du nord-ouest et du sud-ouest par rapport à la zone orientale (Hantanirina and Benbow, 2013). D'autres herbiers marins se trouvent dans le sud-ouest de la grande île, en particulier dans les zones côtières d'Andavadaoky et de Morombe, ainsi que dans des baies telles que la baie de Toliara et la baie de Ranobe. Les régions la plus riche en diversité d'espèce de phanérogames marines à Madagascar sont la côte ouest et sud-ouest, notamment les régions de Menabe (Morondava) et Sud-ouest (Toliara). Ces zones abritent une grande variété d'habitats côtiers, y compris des récifs coralliens, des mangroves et des estuaires, qui offrent des conditions propices à la croissance des herbiers marins. Dans cette partie sud-ouest de Madagascar selon Hantanirina and Benbow, 2013, une étendue d'herbiers à phanérogames

marines environ 2 000 ha, a été observée avec 8 espèces sur les 13 espèces rencontrées dans la région de l'océan Indien. Dans le nord-ouest de Madagascar, 10 espèces ont été recensées (Gullström et al. 2002). Ces espèces incluent *Thalassodendron ciliatum*, *Thalassia hemprichii*, *Syringodium isoetifolium*, *Cymodocea rotundata*, *Cymodocea serrulata*, *Halodule uninervis*, *Halodule wrightii*, *Halophila ovalis*, *Halophila stipulacea* et *Zostera capensis* (Carlo and Tombolahy, 2009).

Cependant, ces chiffres doivent être interprétés avec prudence, car ils proviennent d'études ponctuelles, souvent limitées à certaines zones géographiques qui ne reflètent pas toujours l'ensemble des conditions écologiques de l'île. De manière générale, les données disponibles sur le nombre d'espèces, l'étendue des herbiers et leur dynamique de perte à Madagascar restent insuffisantes et méritent d'être complétées par des recherches plus systématiques et représentatives (Murray et al., 2021). Des efforts de vérification et de mise à jour sont donc nécessaires, tant en ce qui concerne la composition floristique que la cartographie précise des surfaces couvertes.

I.2.3. Processus de séquestration des carbonnes

La séquestration du carbone est le processus par lequel le dioxyde de carbone (CO₂) est extrait de l'atmosphère et stocké dans des réservoirs naturels, notamment les écosystèmes de carbone bleu tels que les mangroves, les marais salants et les herbiers marins. Dans ce processus, le CO₂ atmosphérique est capturé et stocké dans la biomasse végétale, les sols et les sédiments (Howard et al. 2017).

Au niveau des mangroves, la séquestration du carbone s'effectue par le biais de la photosynthèse en absorbant le CO₂ de l'atmosphère et en stockant le carbone dans la biomasse végétale, les tiges, les racines et les sols environnants (Figure I.2). Dans les sédiments au niveau des zones de mangrove, des quantités importantes de carbone peuvent être stockées pendant des milliers d'années. C'est la raison de la reconnaissance des mangroves comme des écosystèmes clés pour la séquestration de carbone, avec une capacité de stockage de 3 à 4 fois supérieure à celle des forêts terrestres (Pendleton et al., 2012). En ce qui concerne les marais salants, situés dans la zone intertidale et dominés par des plantes halophytes, ces plantes absorbent également le CO₂ par le biais de la photosynthèse et peuvent stocker du carbone dans les sols environnants (Harrison-Day et al., 2020). Les marais salants peuvent stocker jusqu'à 400 tonnes de carbone par hectare dans leurs sols, tandis que les mangroves peuvent atteindre jusqu'à 1 000 tonnes de carbone par hectare.

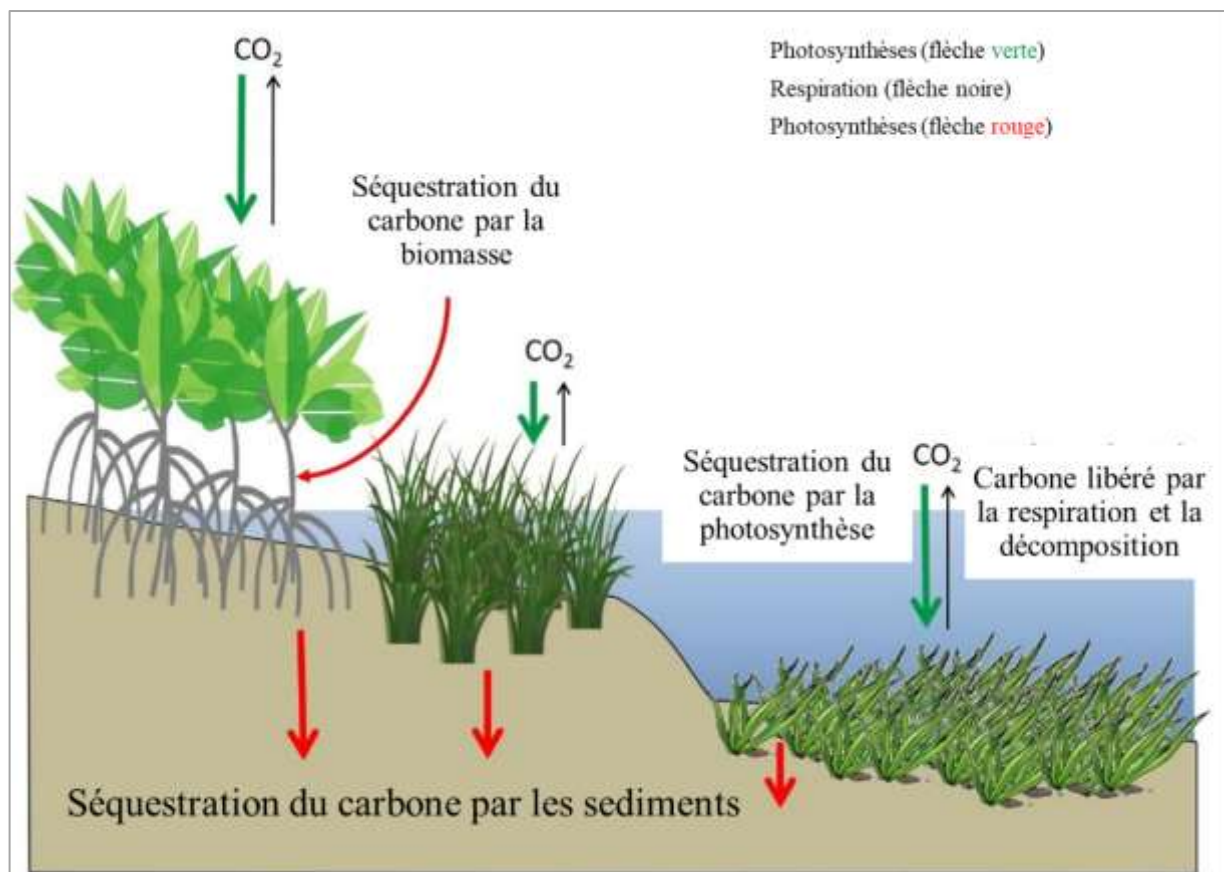


Figure I.2 : Cycle du carbone dans les zones humides côtières : capture par photosynthèse (flèches vertes), séquestration dans la biomasse ligneuse et le sol (flèches rouges), et réémission dans l'atmosphère (flèches noires). Source modifiée : Adapté de Howard et al., 2017

Les herbiers marins sont également des organismes photosynthétiques, produisant de l'oxygène et des nutriments à partir de la lumière du soleil. La photosynthèse se déroule principalement dans les feuilles, qui contiennent des pigments photosynthétiques tels que la chlorophylle et la caroténoïde (Beer et al. 2001). Par la photosynthèse, les feuilles des herbiers marins absorbent les CO₂ de l'eau de mer et produisent de la matière organique. Une partie de cette matière organique est transportée par les courants marins et peut être stockée à long terme dans les sédiments des fonds marins, sous forme de matière organique morte ou de carbone (Fourqurean et al., 2012 ; Liberatus, 2016).

La (figure I.3) présente un diagramme illustrant la dynamique et les mécanismes de séquestration et de stockage du carbone par les herbiers marins, un écosystème de carbone bleu selon Jimena, 2015.

Le stockage du carbone dans les herbiers marins peut être favorisé par la présence de rhizomes, qui sont des structures souterraines ancrant la plante dans le fond marin tout en piégeant la matière organique. Les phanérogames marines possèdent une structure de feuille spécialisée, avec des tissus dédiés au stockage des nutriments et de la matière organique, ce qui influence leur capacité de stockage du carbone. Grâce à ce processus, le CO_2 est converti en hydrates de carbone stockés dans les tissus végétaux. La réduction de la quantité de CO_2 dans l'eau entraîne une absorption accrue de CO_2 atmosphérique dans les eaux de surface, un phénomène connu sous le nom de "pompage biologique" ou "pompage de carbone" (Duarte et al., 2013). Les feuilles des herbiers marins se déposent au fond de l'eau et se décomposent, produisant de la matière organique enfouie dans les sédiments. Cette matière organique est ensuite transformée en matière carbonée stable à travers des processus de diagenèse. Ainsi, les herbiers marins peuvent stocker de grandes quantités de carbone dans leurs sédiments (Fourqurean et al., 2012).

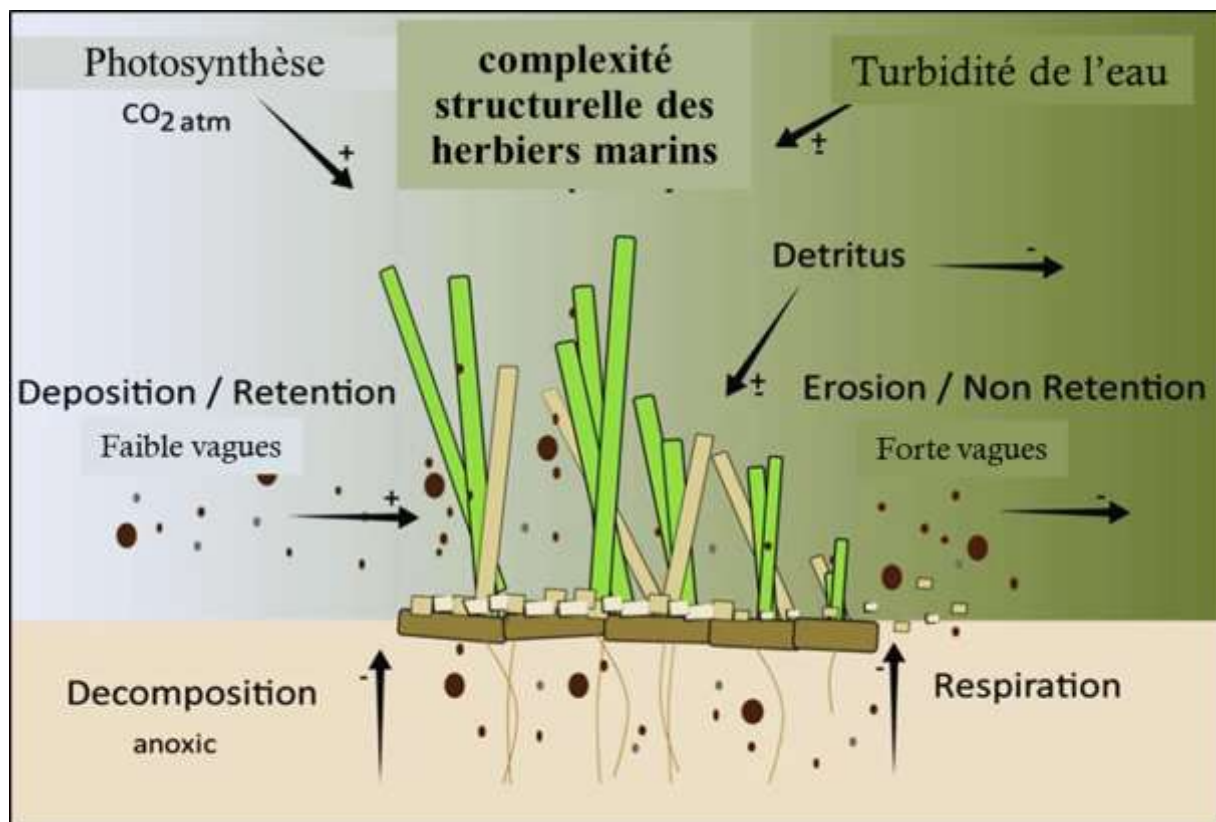


Figure I.3: *Dynamique et Mécanisme de Séquestration et Stockage de Carbone des Herbiers Marins : Écosystème de Carbone Bleu (+ Séquestration, - Source de Carbone).*

Les herbiers marins peuvent également stocker du carbone dans leur rhizosphère, la zone environnante des racines des plantes. La rhizosphère contient des bactéries et des micro-organismes qui décomposent la matière organique et libèrent des nutriments qui favorisent la croissance des herbiers marins. Ce processus est connu sous le nom de "pompage microbien"

ou "pompage de nutriments", qui peut augmenter la production de biomasse et, par conséquent, la séquestration de carbone (Duarte et al., 2013). Les herbiers marins sont en effet capables de stocker jusqu'à 5 fois plus de carbone par unité de surface que les forêts tropicales (Duarte et al., 2013 ; Macreadie et al., 2019 ; Pendleton et al., 2012)

I.3. Généralité sur les herbiers à phanérogames marines

Les herbiers à *phanérogames marines* sont des plantes à fleurs aquatiques qui vivent dans les zones côtières sous-marines (McLusky and Elliott, 2004). Ce sont les seules plantes à fleurs (angiospermes monocotylédones) qui se sont adaptées à vivre sous l'eau de mer, dans des habitats marins et estuariens, dont la plupart du temps submergé (Bujang et al., 2006 ; Phillips and Menez, 1988). Une autre définition dit que ce sont des plantes vasculaires qui poussent dans les fonds marins peu profonds, à des profondeurs allant de quelques centimètres à plusieurs dizaines de mètres (Short et al., 2016).

I.3.1. Interaction écologique et Importances

I.3.1.1. Interaction écologique

Les écosystèmes côtiers des régions tropicales et subtropicales se caractérisent par une grande complexité et diversité, incluant des récifs coralliens, des mangroves et des herbiers marins. Ces écosystèmes sont étroitement interconnectés par des flux d'organismes, de matériaux et d'énergie (Davis et al., 2009). La figure (Figure I-4) ci-dessous nous donne une description simplifiée de la corrélation entre ces écosystèmes. Depuis la plage (terre) jusqu'au large, ces zones constituent des habitats essentiels pour la pêche, soutenant à la fois la biodiversité marine et les moyens de subsistance des populations côtières (Barbier et al., 2011). Les mangroves et les herbiers marins jouent un rôle clé en filtrant les sédiments et les polluants, protégeant ainsi les récifs coralliens de la sédimentation excessive et de la dégradation de la qualité de l'eau (Bertelli and Unsworth, 2014). Les mangroves fournissent des nutriments essentiels aux herbiers marins, favorisant leur croissance (Lee et al. 2021). En retour, les récifs coralliens atténuent l'impact des vagues et des tempêtes, préservant les habitats côtiers et réduisant l'érosion (Arias-Ortiz et al., 2018). L'interconnexion de ces trois écosystèmes permet de maintenir un équilibre des services écosystémiques qu'ils fournissent, tels que la protection des côtes, la régulation du climat grâce au stockage du carbone bleu (McLeod et al., 2011), et le soutien aux activités de pêche (Jackson et al., 2012).

Les poissons osseux, tels que les thons, les sardines, les maquereaux et les anchois, jouent un rôle clé dans ces interactions en effectuant des migrations entre ces différents habitats, influençant ainsi la dynamique écologique de ces milieux (Barbier et al., 2011 ; Berkström et al., 2019). Par exemple, les prédateurs chassent dans les herbiers marins la nuit et retournent vers les récifs coralliens le jour. De plus, les migrations peuvent varier selon les stades de vie des poissons : les juvéniles se développent souvent dans les herbiers marins et les mangroves avant de migrer vers les récifs coralliens à l'âge adulte (Cynthia, 2014 ; Jourde et al., 2017).

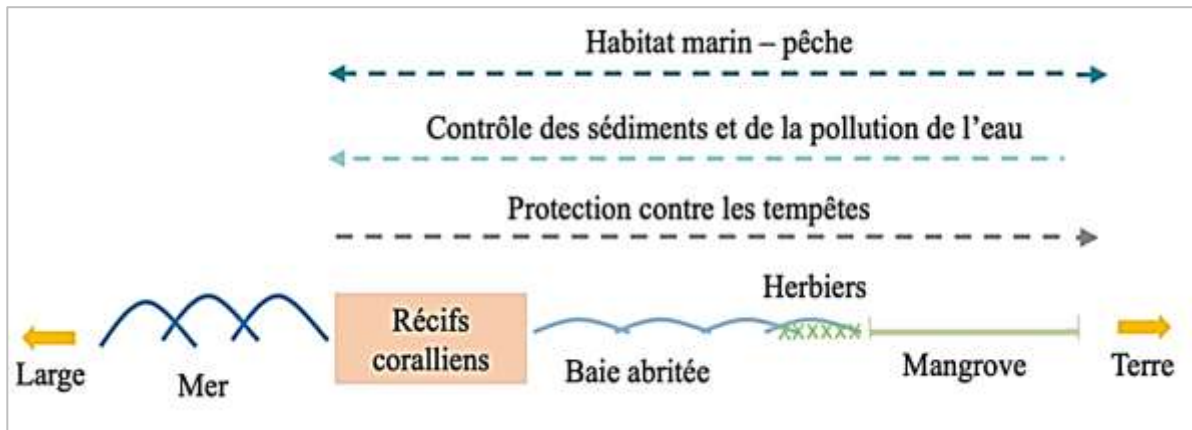


Figure I.4: Connexion entre les écosystèmes, les ressources et les services écosystémiques.

Cependant, la destruction des habitats côtiers, tels que les mangroves et les herbiers marins, entraîne des conséquences écologiques et socio-économiques graves. La dégradation de ces écosystèmes accroît l'érosion côtière et augmente les apports en sédiments et en polluants dans les eaux marines, provoquant la perte des herbiers marins et la détérioration des récifs coralliens (Waycott et al. 2009). Ces derniers, essentiels pour la protection des côtes contre les tempêtes, voient leur capacité de résilience diminuer, ce qui expose davantage les populations côtières aux risques naturels. Comme illustré dans la (Figure I-5). Par ailleurs, la perte des récifs coralliens et des herbiers marins affecte directement les activités économiques locales, telles que le tourisme et la pêche, qui dépendent fortement de la santé de ces écosystèmes (Barbier et al., 2011). La diminution des ressources halieutiques et des revenus touristiques engendre une baisse du bien-être des populations côtières, qui dépendent de ces écosystèmes pour leur sécurité alimentaire, leurs moyens de subsistance et leur protection contre les catastrophes naturelles (UNEP, 2020). Ainsi, la destruction des habitats côtiers crée un cercle vicieux, où la dégradation environnementale exacerbe les vulnérabilités socio-économiques des communautés locales.

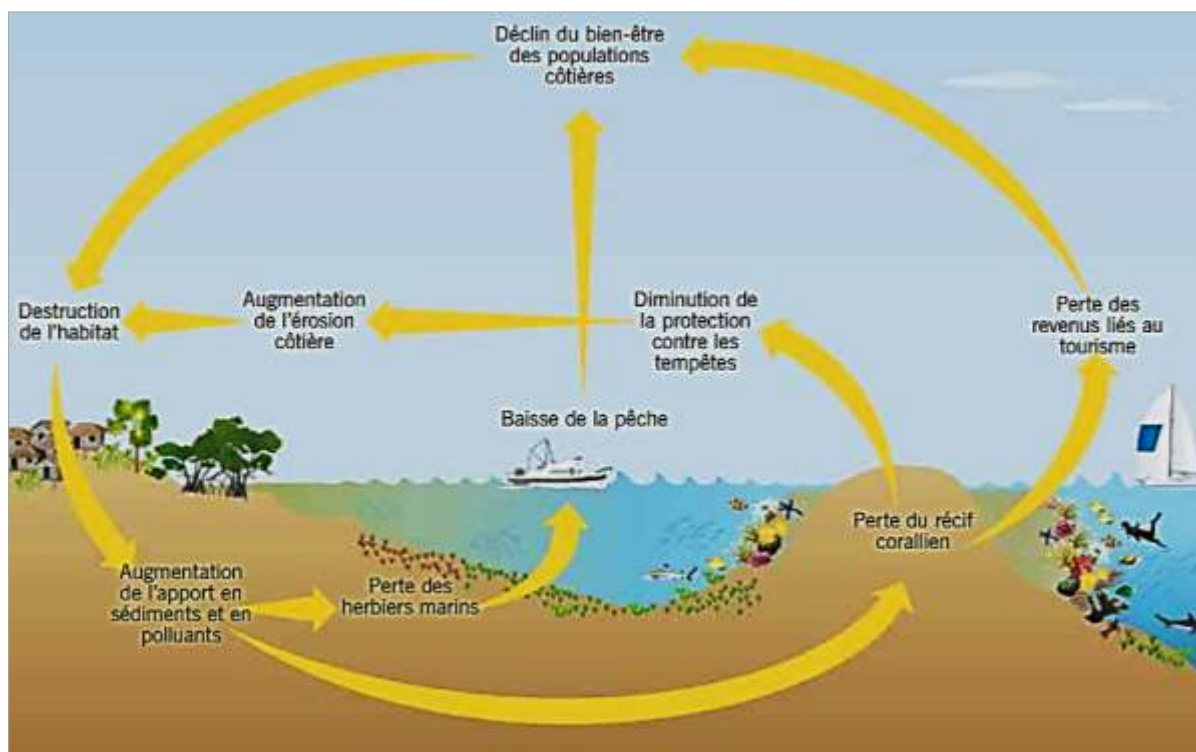


Figure 1.5: Effets en cascade de la dégradation des habitats côtiers : de l'érosion à la pauvreté (Barbier, 2017)

1.3.1.2. Importance Ecologique

Les herbiers marins jouent un rôle écologique crucial comme décrit par (Barbier et al., 2011; Samper-Villarreal et al., 2016 ; Ramesh et al., 2019) en tant que pièges à sédiments, protégeant à la fois les récifs coralliens contre la sédimentation excessive et les littoraux contre l'érosion et les impacts des vagues. Ils modulent également la vitesse des courants marins, un effet similaire à celui des mangroves, en fonction de leur taille et de leur densité (Jackson et al., 2012). En outre, les herbiers marins contribuent de manière significative à l'atténuation des effets du changement climatique en capturant et en stockant le carbone atmosphérique dans leur biomasse végétale et leurs sédiments pour des millénaires (Eklöf and al., 2009). Cette capacité de stockage du carbone, appelée "carbone bleu", aide à réduire les émissions de carbone liées au développement, à l'urbanisation et à l'industrialisation (Mcleod et al., 2011). Par ailleurs, les herbiers marins servent d'habitat et de zone de reproduction pour une grande variété d'espèces marines, notamment des poissons, des crustacés et des mollusques (Broderick et al., 2006 ; Bertelli and Unsworth, 2014). Jusqu'à 50 % de la production primaire dans un herbier marin provient des organismes épiphytes, qui attirent des organismes de taille supérieure, créant ainsi un écosystème complexe et interconnecté (Jackson et al., 2012). Leur présence dans les eaux peu profondes et abritées en fait des "nurseries" privilégiées pour des milliers de juvéniles de poissons et de crustacés, qui y trouvent un refuge pour se développer (Howard et al., 2017). Ces

écosystèmes sont également une source importante de nourriture pour les herbivores marins, tels que les tortues de mer, les dugongs, les poissons herbivores, les hippocampes et les oursins (Gillanders, 2006 ; Unsworth et al., 2014). Enfin, les herbiers marins participent activement au cycle des nutriments dans les écosystèmes marins et contribuent à la production d'oxygène grâce à la photosynthèse (Armitage and Fourqurean, 2016 ; Frankovich and Fourqurean, 1997). La figure I-6 illustre leur rôle en tant qu'habitat clé pour de nombreuses espèces marines.



Figure I.6 : Illustration de l'importance des écosystèmes des herbiers marins selon (Armitage and Fourqurean, 2016). Photo: SeaStore-Diversity Enhancement Through Sea (Markes et al., 2022).

1.3.1.3. Importance socio-économique

Les herbiers marins sont un habitat clé pour de nombreux invertébrés. Les herbiers marins tropicaux abritent des consommateurs divers (Lee et al., 2021). C'est un habitat remarquablement productif qui fournissent des biens et services au niveau écologique, environnemental, social et économique pour la population côtières à travers la pêche (de la Torre-Castro et al., 2014 ; Robert et al., 2006). Ils abritent des espèces de poissons et d'algues d'importance commerciale et de subsistance. Certaines espèces se déplacent vers d'autres habitats lorsqu'elles atteignent une taille plus importante ou deviennent adultes, et d'autres y passent toute leur vie (Jourde et al., 2017). Ce qui en fait une source importante de protéine pour les communautés côtières par le biais de la pêche (Unsworth et al., 2010). Leur rôle dans la pêche et la sécurité alimentaire est indéniable. Ils fournissent des protéines animales à des

millions de personnes (Unsworth et al., 2014). La richesse en diversité spécifique était significativement plus élevée selon McCloskey and Unsworth, 2015 dans les herbiers à forte couverture que dans les zones à faible couverture. Parmi ces biodiversités, certaines sont classées comme menacées et protégées par l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) y compris les tortues vertes, les dugongs et les hippocampes (Blandon and Zu, 2014) et sont identifiées comme une caractéristique marine prioritaire (d'Avack et al. 2014b). Pour les communautés locales, plusieurs activités traditionnelle, culturelle et nutritionnelle comme la pêche dépendent des herbiers marins (Coles et al., 2012 ; Fortes et al., 2018).

1.3.1.4. Atténuation de l'effet de changement climatique

Dans les zones côtières, la séquestration du Carbone bleu est principalement effectuée par les écosystèmes végétalisés tels que les herbiers marins, les mangroves et les marais salants. La séquestration au niveau de ces écosystèmes représente environ 70% de l'absorption totale (Mcleod et al., 2011) et 55% du carbone stocké dans la biosphère par la photosynthèse (Nellemann et al., 2009). Ils sont également de véritables puits de carbone.

Enfin, les herbiers marins ont été identifiés comme des points chauds pour l'enfouissement du carbone dans l'océan (Duarte et al, 2005) car ils peuvent stocker les carbones à un rythme 35 fois plus rapide que les forêts tropicales humides (Fourqurean et al., 2012). Bien que certaines quantités de carbone soient stockées dans la biomasse végétale vivante, la majeure partie est stockée dans le sol où les herbiers marins poussent (Mcleod et al., 2011) d'où son importance dans sa participation à l'atténuation de l'impact du changement climatique (Gullström et al., 2018)

1.3.2. Caractéristique et mode de vie des herbiers marins

Morphologiquement, les herbiers marins peuvent varier considérablement selon les espèces, les conditions environnementales et la profondeur de l'eau. Ils se composent de racines, des tiges et des feuilles (Figure I-7). Les tiges verticales, ou rhizomes, Sous l'eau, les rhizomes, tiges horizontales souterraines, qui portent des feuilles ou des frondes, jouent un rôle clé dans la propagation et la stabilisation de la plante. Le système racinaire, généralement robustes et ramifiées, permettant à la plante de résister aux conditions dynamiques des fonds marins., quant à lui, ancre fermement la plante dans le substrat marin et facilite l'absorption des nutriments. Les feuilles sont souvent très fines et allongées, avec une forme qui varie selon les espèces (Orth et al., 2006) . La (figure I-7) nous montre une description globale de la morphologie générale des herbiers marins selon (Shaffai, 2016).

Sa croissance se fait principalement par voie végétative, via l'extension des rhizomes, mais ils se reproduisent également par reproduction sexuée, produisant des fleurs et des graines. Les jeunes feuilles émergent du point de croissance situé à l'extrémité des rhizomes, assurant ainsi la régénération continue de l'herbier.

Sa croissance et sa répartition et son rôle, selon Jackson et al., 2012 sont régularisés par quelques paramètres physico-chimiques et biologiques. : Pour les facteurs physiques à savoir en premier lieu la lumière, en suite l'hydrologie, la géologie et la température. Pour les facteurs chimiques, ce sont la salinité, l'oxygène, et les nutriments ; et enfin pour les facteurs biologiques, ce sont la compétition et les maladies.

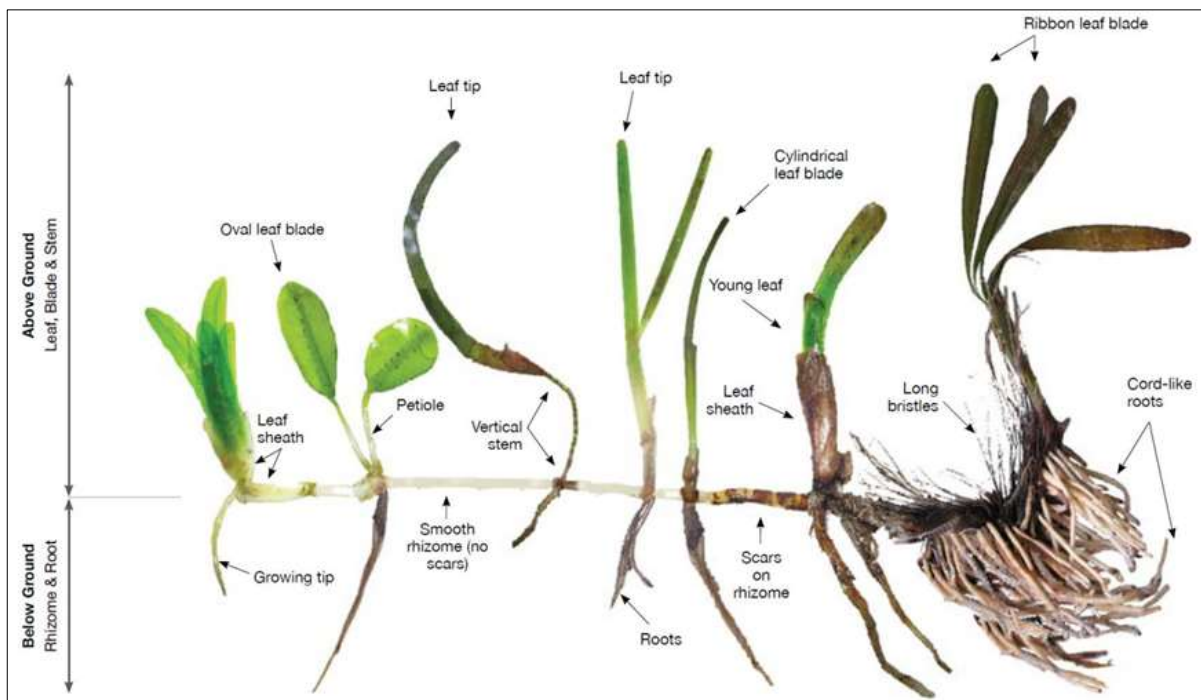


Figure I.7: Morphologie des herbiers marins (El Shaffai, 2016).

I.3.3. Historique sur la taxonomie

L'étude des herbiers marins remonte à l'Antiquité, mais leur classification scientifique a commencé au 18ème siècle. Au début, les phanérogames marines étaient classées dans le groupe des algues, mais elles ont ensuite été séparées en une catégorie distincte en raison de leur capacité à fleurir et produire des graines. C'est la raison sur laquelle plusieurs systèmes de classification leur ont été proposés. Leur classification systématique a été un sujet de débat chez les botanistes pendant de nombreuses années (Hartog and Kuo, 2006). Au fil du temps, des classifications basées sur la morphologie, la reproduction et la génétique ont été proposées, chacune offrant des avantages et des inconvénients (John and Hartog, 2001). Aujourd'hui, la classification la plus couramment utilisée pour les herbiers marins est basée sur la morphologie

et la structure de leurs organes reproducteurs (Orth et al., 2006). La génétique est un critère important et a permis de découvrir de nouvelles espèces et de mieux comprendre les relations entre les différentes espèces (Jahnke et al., 2019).

Dans le monde, il existe environ 60 espèces d'herbiers marins qui suivant l'évolution depuis la terre arrivent à s'adapter et se développer sous l'eau en milieu marin il y a environ 100 millions d'années (Hartog and Kuo, 2006 ; Anthony et al., 2006). Ces 60 espèces sont réparties en 16 familles et 22 genres.

I.4. Problématique et objectif de la recherche

I.4.1. Menace et pressions globale sur les herbiers à phanérogames marines entant qu'écosystèmes de carbone bleu

Les herbiers à phanérogames marines sont confrontés à de multiples menaces qui compromettent leur survie et leur rôle écologique. Elles ont subi une perte mondiale estimée à environ 29 % depuis la fin du 19^{ème} siècle, avec un taux de diminution de 0,9 % par an (Waycott et al., 2009). Plus récemment, une étude a révélé une réduction de 7 % des herbiers marins depuis les années 1990, principalement attribuée aux impacts des activités humaines sur ces écosystèmes (Unsworth et al., 2019). Ces résultats soulignent la nécessité d'une gestion et d'une conservation renforcées pour protéger ces habitats essentiels.

Les herbiers marins le long de la côte est de l'Afrique ont subi une perte estimée à environ 30% entre 1987 et 2006, et environ 340 000 à 980 000 hectares sont détruits chaque année (Herr and Himes-Cornell, 2016). Les pertes en herbiers à phanérogames marines dans le monde et dans l'océan Indien restent donc un sujet de préoccupation majeur pour les scientifiques et tous les décideurs dans le domaine de conservation. Ces menaces et pressions sont catégorisés comme suite :

I.4.1.1. Pressions naturelles

Étant situé directement près de la côte, l'écosystème des herbiers marins est menacé par de nombreuses pressions relatives aux activités anthropiques et aux catastrophes naturelles. Les cyclones et les tempêtes sont l'une de ces pressions, qui peuvent causer des dégâts physiques aux herbiers marins. Green and Short, 2003 ont souligné que les tempêtes peuvent briser les feuilles des herbiers marins et perturber les sédiments, affectant ainsi leur croissance et leur reproduction. De plus, les changements saisonniers des paramètres physico-chimiques de l'eau tels que la température et la salinité peuvent également affecter les herbiers marins. Des variations dans ces conditions environnementales, comme la montée du niveau de la mer (Figure I-8-3) peuvent réduire la croissance et la survie des herbiers marins en altérant leur

physiologie (Orth et al., 2006). Les cyclones aussi sont des menaces par les fortes vagues et courants qu'ils génèrent (Côté-Laurin et al., 2017). Il y a aussi l'acidification des océans (Figure I-8-10), résultant de l'augmentation des niveaux de CO₂ atmosphérique, affecte la croissance et la santé des herbiers marins (Hendriks et al., 2014).

1.4.1.2. Pressions anthropiques

Les herbiers à phanérogames marines subissent aussi plusieurs pressions anthropiques qui menacent leur survie. Tout d'abord, la pêche à la senne (Figure I-8-4) est une pratique courante qui peut détruire les herbiers marins en endommageant les fonds marins (Newton et al., 2020). Parmi ces menaces, on retrouve les apports excessifs de nutriments et de sédiments, souvent liés aux activités agricoles ou aux rejets d'eaux usées (Figure I-8-1), qui réduisent la clarté de l'eau et limitent la photosynthèse (Orth et al., 2006).

De plus, le développement côtier, y compris l'aménagement touristique, la construction de ports et la construction d'infrastructures côtières, peut entraîner une augmentation de la pollution, la destruction du substrat et une perturbation physique des herbiers marins (Eklöf et al., 2009 ; Grech et al., 2012). Les activités nautiques (Figure I-8-5), comme le passage des bateaux, endommagent physiquement les herbiers par les cicatrices causées par les hélices et les mouillages, tout en augmentant la turbidité de l'eau via la remise en suspension des sédiments (Unsworth et al., 2017). Le dragage (Figure I-8-7) des fonds marins pour des projets de construction ou de navigation détruit directement les habitats des herbiers et peut les ensevelir sous les sédiments déplacés (Erftemeijer et Lewis, 2006).

Les ressources marines, telles que les poissons récifaux, les crustacés et les espèces vivant dans les herbiers marins, sont de plus en plus soumises à une exploitation intensive (Ranaivomanana, 2006). La pratique de la pêche à la senne (Figure I-8-4), qui entraîne une dégradation progressive des habitats, est particulièrement préoccupante (Nchimbi and Lyimo, 2019). De plus, des activités telles que la senne de plage, la surpêche et l'augmentation de la population côtière perturbent le fonctionnement de l'écosystème des herbiers marins, mettant en péril leur survie (Raveloarisoa, 2008). Le développement de l'aquaculture qui parfois par mauvaises gestions ou manques d'attention peuvent causer la perte d'habitat en créant de l'ombre et en augmentant la turbidité de l'eau due à l'excès de nutriments rejetés et par piétinements fréquents (Figure I-8-6). Dans certains pays, les plantes de phanérogames marines sont collectées directement pour diverses utilisations (par exemple, l'agriculture ou l'artisanat) peut entraîner des pertes locales de ces habitats (Figures I-8-8). Ces facteurs soulignent l'urgence de mettre en œuvre des mesures de gestion durable pour préserver ces écosystèmes vitaux.

I.4.1.3. Autres menaces et pressions

Globalement, l'exploitation minière et pétrolière offshore, les accidents de bateau sont également des menaces et peuvent détruire les herbiers marins en polluant l'eau, en perturbant le substrat (Grech et al., 2012). Au niveau de la conservation, l'absence de réglementation et de gestion efficaces des activités humaines dans les zones côtières accentue les pressions et menaces. L'absence de protection adaptée peut entraîner une perte irréversible d'habitats et de biodiversité, réduisant ainsi les services écosystémiques essentiels (Ramesh et al., 2018).

Des phénomènes biologiques tels que les espèces envahissantes (figure I-8-9) peut perturber les écosystèmes des herbiers marins en concurrençant les espèces natives ou en modifiant les conditions environnementales. Ces dernières, comme la caulerpe (*Caulerpa taxifolia*), peuvent entrer en compétition avec les herbiers marins pour les ressources, limitant leur croissance et leur survie (Glasby, 2013). Dans certains estuaires, la prolifération de microalgues peut obscurcir la colonne d'eau, empêchant ainsi la lumière d'atteindre le fond marin et entravant la photosynthèse des herbiers (Carr et al., 2012).

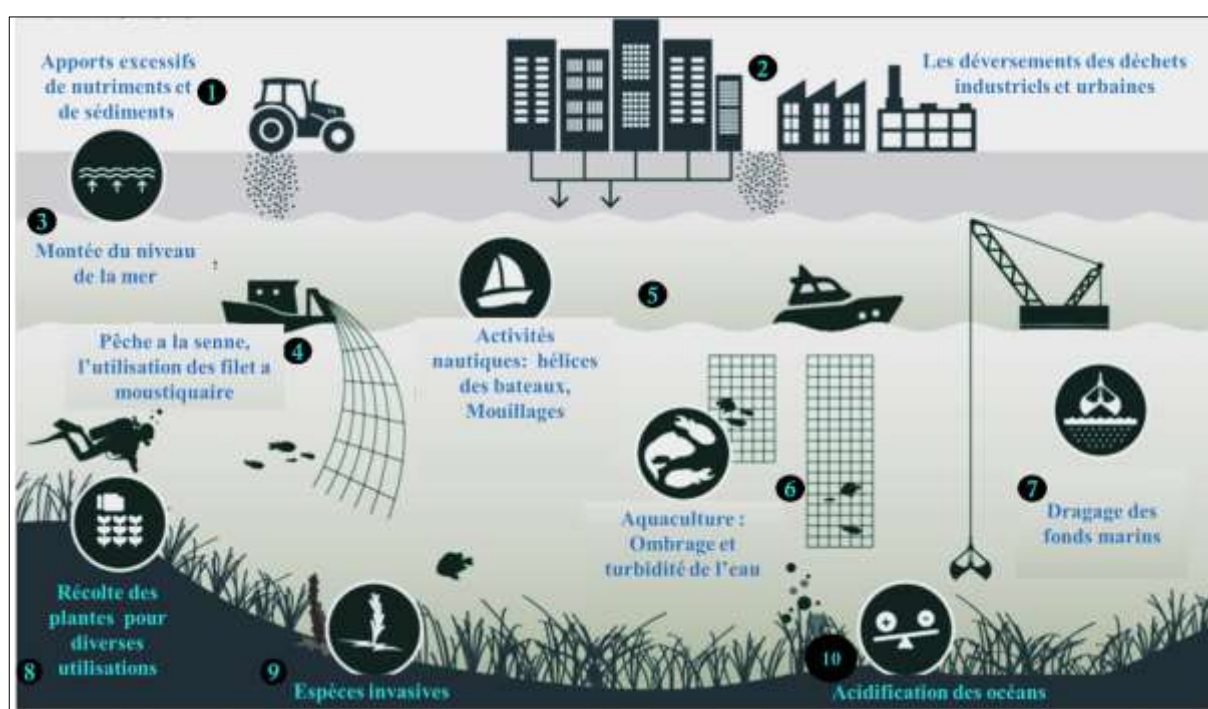


Figure I.8: Menaces sur les herbiers à phanérogames marines (Source modifiée : UNEP, 2020)

I.4.1.4. Argumentaires de cette étude :

En général, les herbiers marins sont souvent un écosystème dans les oubliettes à cause de nombreuses raisons comme le manque de connaissance et des données de références d'où la manque d'action sur la protection comparant aux mangroves et les récifs coralliens. Sur les superficies et distributions géographiques des zones des herbiers marins connus, seulement 26% sont impliqués dans les aires marines protégées. Alors que pour les récifs coraliens sont aux alentours de 72% et les mangroves 43% et 42% pour les marais salants. C'est une des raisons qui fait que les herbiers sont les moins protégés des écosystèmes marins (Erftemeijer et al., 2020).

D'un côté, en termes de recherche, les herbiers marins sont l'un des écosystèmes les moins étudiés. Au cours des dernières décennies, la recherche et la conservation sur les écosystèmes marins et côtier à Madagascar sont presque concentrées sur les récifs coralliens et les mangroves. Pour Madagascar, Gullström et al., 2018; Vanderklift et al., 2018; Vanderklift et al., 2019 confirment l'insuffisance de données et des littératures sur les variables environnementales qui influencent les herbiers marins. L'état actuel des herbiers marins est préoccupant, car les données scientifiques, les connaissances écologiques approfondies et les lois sur la protection et la conservation font défaut. Les études précédentes sur les herbiers marins ont été lancées uniquement pour décrire la diversité des espèces existantes pour quelques sites spécifiques et d'autres recherches liées à la protection et à la conservation de la tortue de mer et du dugong en tant qu'espèces menacées (Rakotonirina and Cooke, 1994).

Au début de cette étude, peu de littérature était accessible en ligne sur les herbiers marins de la région de Velondriaky, à part les travaux de Blue Ventures (Hantanirina and Benbow, 2013). Des rapports de stage d'étudiants de l'université de Toliara, notamment celui de Ranaivomanana (2016), fournissent des données limitées sur les herbiers marins de la baie de Ranobe, disponibles à la bibliothèque de l'Institut Halieutique et des Sciences Marines.

D'un autre côté, dans de nombreux pays en développement comme Madagascar, les communautés côtières dépendent fortement des services écosystémiques fournis par les herbiers marins. Cependant, la perception de ces services par les communautés locales n'a pas encore été étudiée de manière systématique et scientifique dans de nombreux cas. Cette lacune de connaissances peut entraver les efforts de conservation et de gestion durable des herbiers marins, car une compréhension approfondie des perceptions et des pratiques des communautés locales est essentielle pour élaborer des stratégies efficaces de gestion et de conservation.

D'où le choix de la présente étude, intitulée « *Les herbiers à phanérogames marines de la baie de Ranobe, Sud-ouest de Madagascar : Participation à la gestion durable des écosystèmes de carbone bleu à Madagascar* ». Elle vise à appuyer les efforts de conservation en apportant des données scientifiques sur le fonctionnement écologique des herbiers marins, leur rôle dans le stockage du carbone, ainsi que sur la perception des services écosystémiques par les communautés locales. En cela, elle contribue à une meilleure compréhension de ces écosystèmes clés et à la promotion de leur gestion durable dans le contexte malgache.

I.4.2. Hypothèses

Cette recherche vise à répondre à deux questions principales : quelle est l'importance des herbiers marins en tant qu'écosystème de carbone bleu, et comment peut-on les valoriser et assurer leur gestion durable. Pour y répondre, trois hypothèses seront vérifiées à travers les différents chapitres de cette thèse :

- **Hypothèse 1** : Les communautés locales ont une connaissance empirique des herbiers à phanérogames marines et perçoivent leur état actuel et l'importance ainsi que les menaces qui pèsent sur eux, influençant ainsi leur gestion et leur utilisation.

- **Hypothèse 2** : La distribution spatiale et la composition des herbiers à phanérogames marines dans la baie de Ranobe varient selon la profondeur et les conditions environnementales, avec une diversité spécifique et une couverture qui diffèrent entre les zones peu profondes et profondes.

- **Hypothèse 3** : Les stocks de carbone sédimentaire des herbiers à phanérogames marines varient en fonction de la profondeur des zones des herbiers et des carottes, des espèces présentes et des conditions environnementales locales, influençant ainsi leur rôle potentiel dans le stockage du carbone bleu.

Ces hypothèses seront explorées à travers des analyses et des études de terrain, permettant de mieux comprendre les enjeux écologiques et sociaux pour une gestion durable de cet écosystème précieux.

I.4.3. Objectif de la recherche et résultats attendus

Cette thèse vise à apporter une contribution scientifique pour mieux comprendre les écosystèmes de carbone bleu à Madagascar, afin d'éclairer les stratégies de conservation et de gestion durable des herbiers marins dans le sud-ouest du pays.

Cette étude se concentre spécifiquement sur les herbiers à phanérogames marines en tant qu'écosystèmes de carbone bleu. Elle examine notamment les relations entre ces herbiers marins et les communautés côtières, analyse leurs caractéristiques écologiques fondamentales, et évalue leur capacité à atténuer les impacts des changements climatiques.

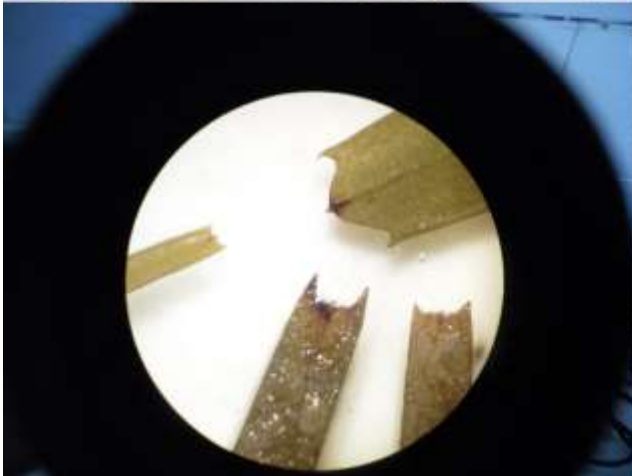
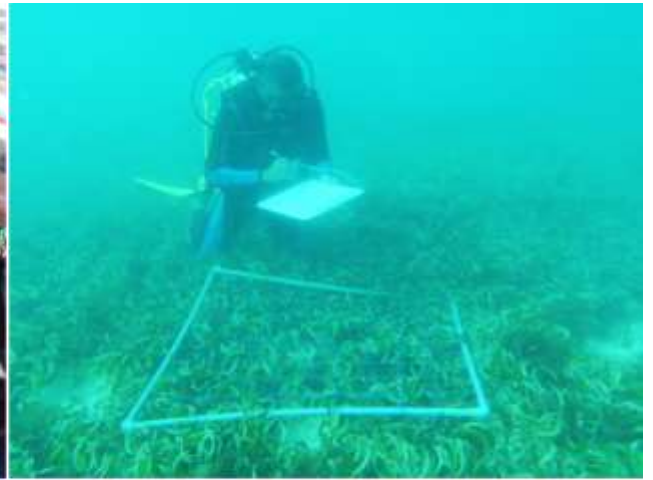
Comme résultats attendus, cette étude vise, dans un premier temps, à évaluer les connaissances locales et les perceptions des communautés côtières concernant l'état des herbiers marins, leurs usages traditionnels et les principales pressions qui les affectent. Ces données contribueront à une meilleure compréhension des interactions socioculturelles et économiques avec ces écosystèmes, fournissant ainsi des bases essentielles pour l'élaboration de stratégies de gestion participative adaptées aux réalités locales.

Ensuite, la recherche cartographiera et caractérisera la distribution spatiale des herbiers marins dans la baie de Ranobe, en documentant leur étendue, leur structure et leur composition spécifique. Cette analyse spatiale constituera une base de référence pour le suivi à long terme de ces écosystèmes et permettra d'identifier les zones prioritaires pour leur conservation et leur restauration.

Enfin, l'étude quantifiera les stocks de carbone sédimentaire dans les herbiers marins à différentes profondeurs, tout en examinant les facteurs biophysiques et environnementaux influençant leur capacité de séquestration du carbone. Ces résultats permettront d'estimer le rôle des herbiers marins de la baie de Ranobe dans l'atténuation des changements climatiques et de fournir des données clés pour orienter les politiques de conservation du carbone bleu à l'échelle locale et régionale.

Ces résultats combinés offriront une vision intégrée des herbiers marins, en tenant compte à la fois de leurs dimensions écologiques, biogéochimiques et socio-économiques, afin de soutenir leur gestion durable dans le sud-ouest de Madagascar

II. Chapitre 2 : METHODOLOGIE GENERALE



2.1. Présentation de la zones d'étude

L'étude a été réalisée dans la baie de Ranobe, située dans le sud-ouest de Madagascar. La baie de Ranobe se distingue par son vaste étendu d'herbiers marins. Géographiquement, la baie est située entre 43°30' E, 23°00' S et 43°38' E, 23°18' S, et est délimitée au nord par la rivière Manombo et au sud par la rivière Fiherena, qui se jettent toutes deux dans le canal du Mozambique (Belle et al., 2009). La baie est ceinturée par un récif corallien s'étendant sur 32 kilomètres avec un lagon qui atteint jusqu'à huit kilomètres de largeur à son point le plus large. Le lagon abrite une diversité d'écosystèmes, notamment des récifs coralliens, des herbiers à phanérogames marines, ainsi que d'une mangrove estuarienne au nord et à rideau fragmentée au sud (Figure II-1).

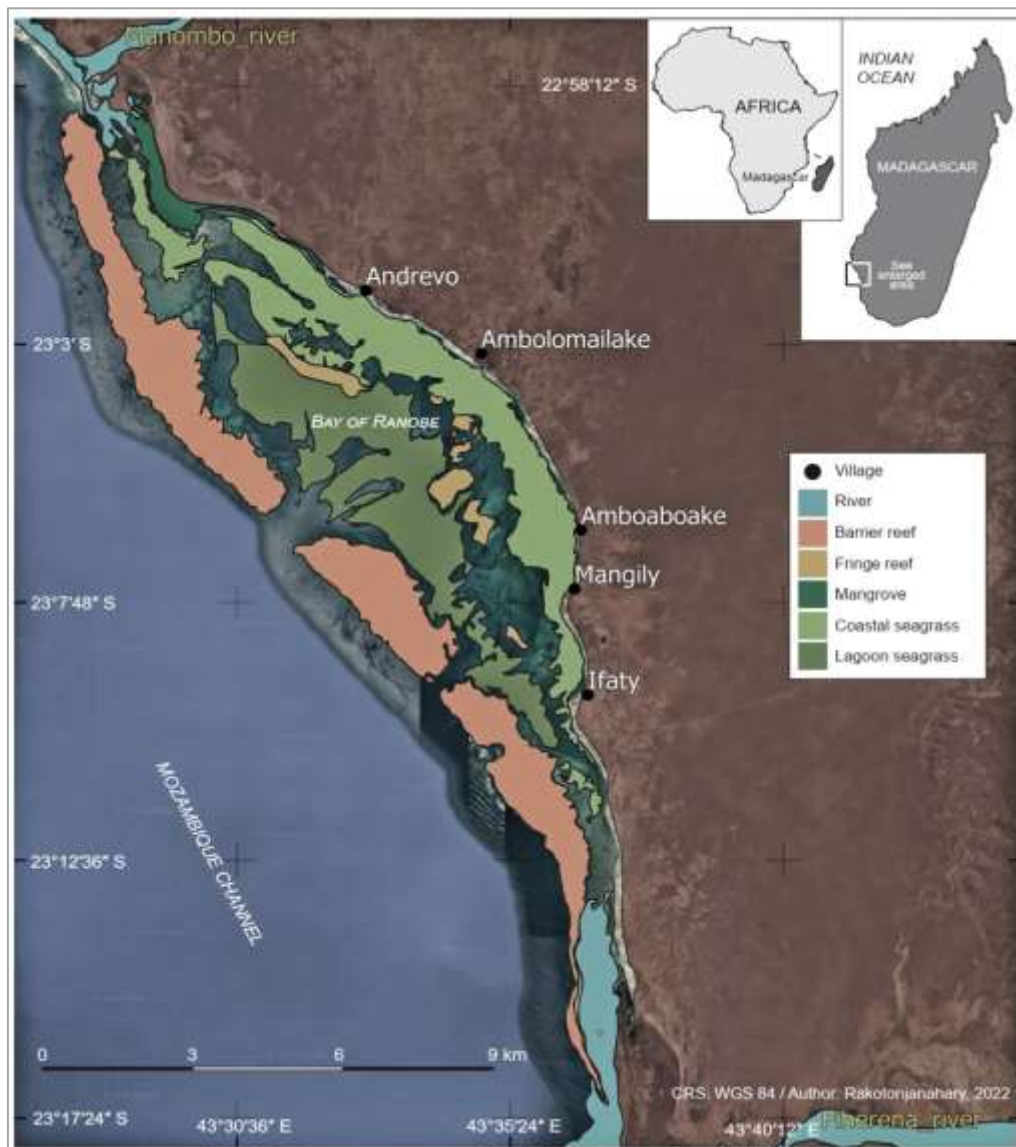


Figure II.1: Baie de Ranobe dans le Sud-ouest de Madagascar

La baie de Ranobe est intégrée dans une aire marine protégée, gérée par l'association locale FIMIHARA, en partenariat avec l'organisation non gouvernementale Reef Doctor. FIMIHARA, créée en mai 2007, est l'acronyme de "FIkambanana MIaro sy HAnasoa ny RAnomasina", ce qui signifie "Association qui protège et améliore l'environnement marin". Depuis le 25 mai 2007, cette baie bénéficie d'une reconnaissance légale en tant que réserve marine gérée par la communauté, offrant ainsi une protection temporaire pour préserver ses richesses naturelles. Elle se trouve dans l'une des régions les plus défavorisées de Madagascar, et subit des pressions anthropiques de plus en plus fortes, tandis que les populations locales dépendent étroitement des ressources naturelles issues des récifs pour leur survie (Davies et al., sous presse)

2.1.1. Raisons du choix de la baie de Ranobe

Le choix de la baie de Ranobe comme zone d'étude repose sur plusieurs considérations essentielles, en lien étroit avec les objectifs des chapitres III, IV et V de ce manuscrit. Ces chapitres abordent respectivement : L'utilisation et la gestion des écosystèmes d'herbiers à phanérogames marines dans le sud-ouest de Madagascar, la répartition spatiale des communautés d'herbiers marins dans la baie de Ranobe et ses implications pour la conservation et la gestion, et l'évaluation du carbone bleu séquestré dans les herbiers marins de la baie de Ranobe. La zone, les sites et stations retenus pour cette étude ont été sélectionnés en fonction des critères qui répondent aux besoins spécifiques de chacune de ces thématiques, à savoir :

2.1.1.1. *Raisons scientifiques*

Bien que les herbiers marins occupent une vaste étendue à Madagascar, seulement cinq études y ont été menées à ce jour : deux dans le nord et trois dans le sud-ouest de l'île. Dans le sud-ouest, la première étude s'est focalisée sur la région de Velondriake, tandis que les deux autres se sont concentrées sur la baie de Ranobe, près d'Ifaty, en 2008 et en 2016. Parmi ces recherches, seule l'étude de Velondriake a fait l'objet d'une publication internationale en 2013, devenant ainsi une référence scientifique partielle. Cependant, plusieurs lacunes persistent :

- Données sur les herbiers à phanérogames marines : Le nombre exact d'espèces de phanérogames marines présentes à Madagascar, ainsi que leur répartition géographique, restent inconnus.
- Politique de gestion : Aucune information détaillée n'est disponible concernant les stratégies de gestion durable de cet écosystème ou l'utilisation des ressources qui y sont associées.

- Rôle dans le stockage du carbone : Les données sur la capacité de séquestration et de stockage du carbone par les herbiers à phanérogames marines sont insuffisantes, en particulier pour la baie de Ranobe.

Dans cette région, aucune étude approfondie et récente n'a été réalisée sur les herbiers marins, malgré leur importance écologique et socio-économique. Une recherche scientifique actualisée est donc indispensable. Il est crucial de :

- Identifier les espèces présentes dans les différentes zones, sites et stations de la baie de Ranobe.

- Évaluer les capacités de séquestration et de stockage du carbone en fonction des caractéristiques spécifiques des sites.

Ce travail permettra de combler les lacunes actuelles concernant les herbiers à phanérogames marines à Madagascar et fournira des données essentielles pour orienter des actions de conservation et de gestion durable adaptées.

2.1.1.2. Raisons contexte géographique et interactions écosystémiques

La baie de Ranobe a été choisie en raison de l'état relativement intact de ses herbiers marins, tel qu'observé lors d'études antérieures. Cet état de conservation offre une opportunité unique pour évaluer la richesse en biodiversité de la zone. Géographiquement, la baie est située dans le district de Toliara II et s'étend sur deux communes : Belalanda et Manombo-Sud. Elle est délimitée par deux fleuves, le Manombo au nord et le Fiherena au sud, qui se jettent dans le canal du Mozambique. Ces caractéristiques géographiques, combinées à la présence d'écosystèmes associés tels que les mangroves dans la partie nord et nord de la baie et les récifs coralliens en barrière, enrichissent considérablement la diversité écologique de la région. Ces interactions écosystémiques rendent la baie particulièrement intéressante pour une étude approfondie.

Par exemple, la présence des fleuves peut influencer la dynamique des matières organiques et du carbone dans la baie. De plus, les liens potentiels entre les herbiers marins, les mangroves et les récifs coralliens méritent d'être analysés afin de mieux comprendre leur rôle dans la biodiversité locale et leurs effets sur les caractéristiques biogéochimiques de la baie, notamment en termes de stockage du carbone et de flux de matières organiques. Ainsi, la baie de Ranobe constitue un cadre idéal pour explorer les interactions entre ces écosystèmes et leur contribution aux services écosystémiques.

2.1.1.3. Raisons relatives aux enjeux socio-économiques et services écosystémiques

La baie de Ranobe est une zone prioritaire en raison de l'importance de ses écosystèmes marins pour les communautés locales, qui dépendent largement des activités de pêche et d'aquaculture pour leur subsistance. Ces activités incluent notamment la pêche artisanale, principale source de revenus des habitants, ainsi que le développement de l'aquaculture villageoise, avec la culture d'algues et l'élevage de concombres de mer (Todinanahary et al., 2016). Ces initiatives sont soutenues par des entreprises privées telles qu'Indian Ocean Trepang pour les concombres de mer et Ocean Farmers pour les algues, qui exploitent ensemble une superficie de plus de 100 hectares (Todinanahary et al., 2016).

Les herbiers marins de la baie jouent un rôle clé en soutenant ces activités économiques à travers les services écosystémiques vitaux. Ils servent de nurseries pour les espèces halieutiques, contribuant ainsi à la productivité des pêches locales. De plus, ces habitats soutiennent la biodiversité marine et jouent un rôle crucial dans la séquestration et le stockage du carbone, contribuant ainsi à la lutte contre le changement climatique. Le tourisme constitue également une activité importante dans la baie de Ranobe, offrant une opportunité d'explorer les interactions entre l'exploitation des herbiers marins, les impacts anthropiques et les services écosystémiques qu'ils fournissent. En ce sens, la baie offre un cadre unique pour analyser l'équilibre entre les besoins de conservation des herbiers et le développement durable des activités humaines.

2.2. Méthode de collecte des données

Cette étude s'est déroulée généralement suivant les trois grandes étapes suivantes en fonction des chapitres traités : les activités sur le terrain, les travaux en laboratoire et le traitement et l'analyse statistique des données.

2.2.1. Utilisation et la gestion des herbiers marins

Sur le terrain, L'étude de l'utilisation et de la gestion des herbiers marins dans la baie de Ranobe a reposé sur une combinaison de méthodes quantitatives et qualitatives. Les données quantitatives ont été collectées à l'aide de fiches de relevé, de questionnaires structurés et de fiches de présence, permettant de recueillir des informations précises et mesurables. Des entretiens approfondis ont été menés avec des leaders d'organisations communautaires et des membres d'organisations villageoises, à la fois individuellement et en groupe (Figure II-2a). Ces entretiens s'appuyaient sur des questionnaires structurés contenant des questions prédéfinies.

Par ailleurs, des sessions de cartographie participative (Figure II-2b) ont été organisées lors des discussions en groupe, permettant aux participants de collaborer à la représentation spatiale des activités liées aux écosystèmes des herbiers marins. Cette approche a permis de recueillir des informations clés sur la dynamique des usages et la gestion de ces écosystèmes.

En complément, une analyse des textes réglementaires nationaux (lois, décrets, arrêtés, ordonnances) a été réalisée pour évaluer leur impact sur la gestion durable des herbiers marins, notamment en ce qui concerne les droits d'usage traditionnel, la gestion communautaire via les LMMAs, et les pratiques de pêche.

Pour le traitement des données, les données quantitatives collectées sur le terrain ont été organisées et saisies dans des tableaux Excel pour des analyses approfondies. Les données



Figure II.2: *Enquêtes avec les communautés : (a) Entretien en groupe et (b) cartographie participative*

qualitatives issues des entretiens et des cartographies participatives ont été analysées pour identifier les tendances et les dynamiques locales. Les résultats ont été intégrés dans une analyse globale de l'utilisation et de la gestion des herbiers marins, en tenant compte des cadres réglementaires et des pratiques communautaires.

2.2.2. Répartition géographique et la diversité spécifique

La collecte des données pour l'étude de la répartition géographique et de la diversité spécifique des herbiers marins a débuté par une approche cartographique combinée à des missions de terrain. Les points d'échantillonnage ont été positionnés stratégiquement le long de radiales imaginaires perpendiculaires à la côte, avec des coordonnées enregistrées via GPS (Figure II-3). Chaque radiale, espacée d'un kilomètre, comprenait entre 4 et 16 points d'échantillonnage espacés de 500 mètres.

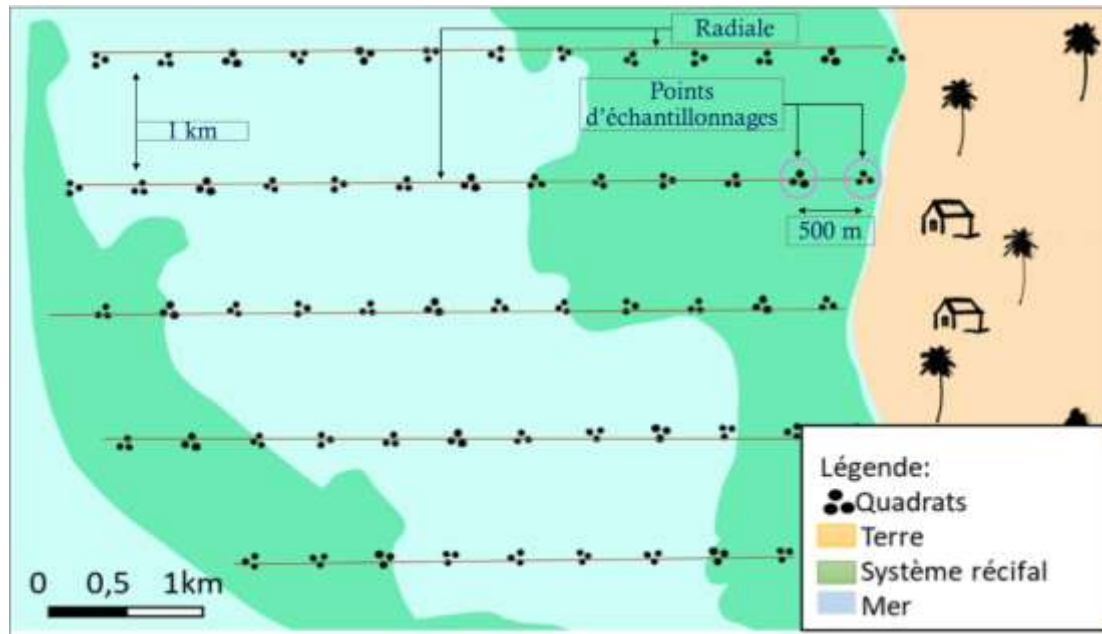


Figure II.3: Plan de collecte des données : répartition des quadrats dans chaque point d'échantillonnage

Le taux de couverture des espèces et des herbiers a été estimé visuellement en pourcentage, conformément aux recommandations de McKenzie et al. (2001). La nature du substrat a été évaluée par observation visuelle et tactile, avec des méthodes adaptées aux conditions environnementales (plongée sous-marine pour les zones profondes, exploration à pied pour les zones accessibles à marée basse).

Ce chapitre ne comporte pas d'activités en laboratoire, car les données ont été principalement traitées via des logiciels spécialisés après leur collecte sur le terrain. Les données collectées sur le terrain ont été organisées dans Excel, puis importées dans des logiciels spécialisés tels que QGIS, ArcMap 10.3.1 et R Studio (version 4.2.2) pour la production cartographique, le traitement des données et les analyses statistiques. Des interpolations linéaires basées sur le modèle Natural Neighbor (3D Analyst) ont permis de cartographier la distribution spatiale des espèces avec précision. L'analyse des images Sentinel-2 a été réalisée pour extraire les composantes géomorphologiques et biophysiques de la zone d'étude, en utilisant l'approche

orientée-objet (OBIA) proposée par Hossain et al., (2015). Cette méthode, basée sur le logiciel eCognition Développer 64 (version 9.0), a permis une classification supervisée des images, regroupant les segments en classes distinctes selon des critères tels que la couleur, la texture et la forme. Les résultats ont été exportés vers QGIS pour la création de cartes finales et le calcul des surfaces occupées par chaque classe.

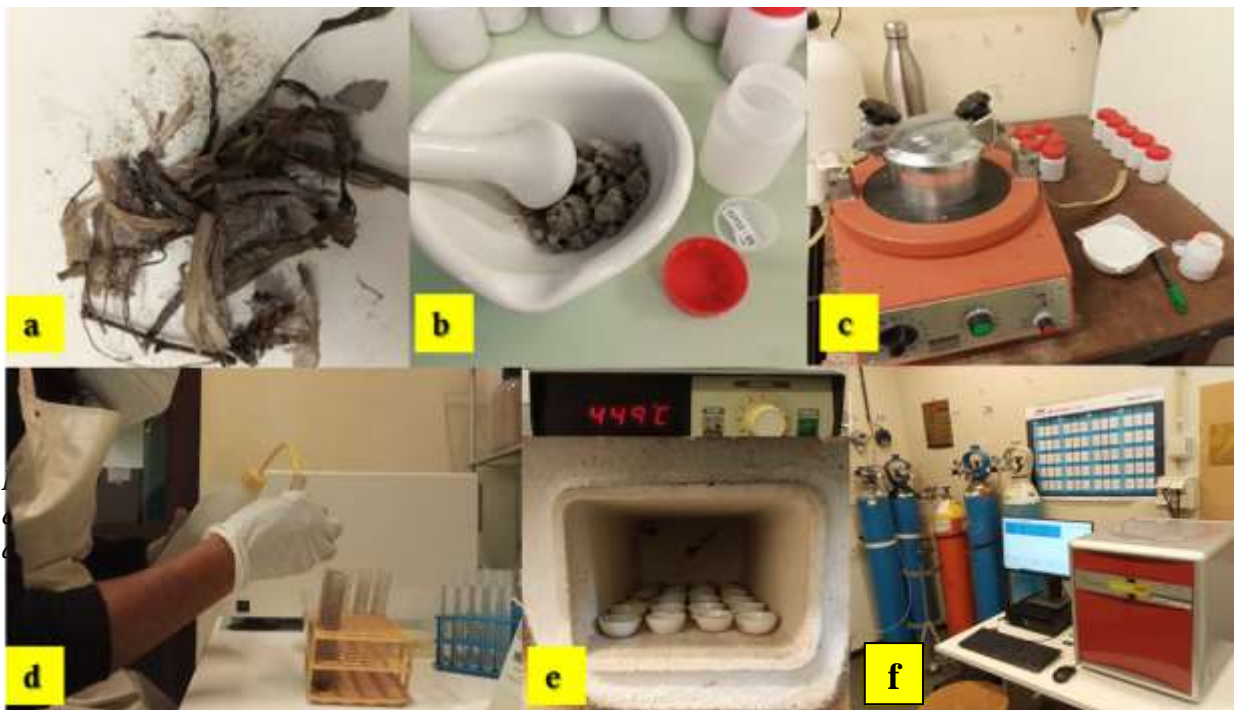
2.2.3. Séquestration et stockage de carbone bleue

L'étude de la séquestration et du stockage de carbone bleu a reposé sur la collecte d'échantillons de sédiments dans deux sites distincts de la baie de Ranobe. Les carottes sédimentaires ont été prélevées à l'aide de carottiers en PVC (Figure II-4). Le site 1, situé dans le lagon à plus de 2,5 m de profondeur, était caractérisé par des herbiers de *Thalassodendron ciliatum*. Le site 2, situé près de la côte à moins de 0,5 m de profondeur, comportait un mélange d'espèces telles que *Cymodocea serrulata*, *Halophila ovalis*, *Halodule uninervis* et *Halophila stipulacea*. La collecte des échantillons a été adaptée aux conditions environnementales, avec de la plongée sous-marine pour le site 1 et un échantillonnage à pied pour le site 2.



sont placés dans une étuve de séchage (Figure II-5d) à 60°C pendant au moins 48 heures. Cette étape permet d'éliminer l'humidité et d'obtenir un poids constant, nécessaire pour des mesures précises. Une fois les échantillons complètement secs, ils sont pesés avec précision (Figure II-5e). Cette pesée est essentielle pour le calcul des concentrations en carbone organique et d'autres éléments présents dans les sédiments. Enfin, les échantillons séchés sont étiquetés et emballés (Figure II-5f) dans des sachets hermétiques pour assurer leur traçabilité et leur conservation avant les analyses finales.

Les échantillons séchés ont été nettoyés les débris organiques, tels que les fragments de végétaux et autres impuretés, sont soigneusement séparés des sédiments afin d'obtenir un échantillon plus homogène et représentatif (Figure II-6a), puis les sédiments sont broyés soit manuellement (b) avec un mortier et un pilon, soit mécaniquement (c) pour une poudre plus fine (Figure II-6b et c). Des sous-échantillons ont été prélevés afin de procéder à l'acidification (Figure II-6d) élimine les carbonates pour isoler la matière organique. La méthode Loss On Ignition (LOI) (Figure II-6e) chauffe les échantillons à 450°C pour mesurer la perte de masse due à la combustion des matières organiques. Enfin, l'analyse élémentaire (f) quantifie la teneur en carbone des échantillons.



2.3. Traitement et analyse statistique des données

Divers logiciels ont été utilisés pour les analyses statistiques, qu'elles soient qualitatives ou quantitatives. Microsoft Excel (2019) a servi à l'organisation des données et aux analyses de

base, telles que le calcul des moyennes. QGIS a été employé pour la cartographie des données géospatiales, tandis que R Studio (version 4.2.2) a permis de réaliser des analyses statistiques avancées, notamment l'analyse en composantes principales (ACP). Les méthodes statistiques appliquées ont varié en fonction de la nature des données et des objectifs spécifiques de chaque chapitre. Le Tableau II-1 ci-dessous résume les analyses statistiques utilisées dans les trois chapitres de cette étude, en mettant en évidence les sources de variation, les descripteurs mesurés et les méthodes statistiques appliquées.

Dans **le chapitre 3**, portant sur l'utilisation et la gestion des herbiers à phanérogames marines, les habitats et les stations ont été décrits à l'aide de statistiques descriptives classiques, telles que la moyenne, l'écart-type et la médiane, afin de caractériser l'état initial des sites étudiés.

Le chapitre 4, consacré aux spatial patterns, a exploré les variations liées à la localisation, aux habitats et aux stations. Les descripteurs analysés incluent le taux de recouvrement et la composition taxonomique. Pour ces données, des modèles additifs généralisés (GAM) et une ANOVA ont été utilisés pour étudier les variables environnementales, tandis que le traitement des images a été réalisé grâce à une analyse d'images basée sur les objets (OBIA).

Enfin, **le chapitre 5**, dédié au Blue Carbon, s'est focalisé sur les habitats et les stations en examinant des descripteurs tels que le taux de recouvrement et les taux de carbone (organique, inorganique et total) entre deux sites. Des tests de normalité (Shapiro-Wilk et Kolmogorov-Smirnov) ont été employés pour vérifier la distribution des données. Une analyse comparative a ensuite été réalisée à l'aide du test de Mann-Whitney U, et les corrélations ont été évaluées grâce au test de Spearman. Ce tableau offre ainsi une vue synthétique des approches méthodologiques employées pour répondre aux objectifs de chaque chapitre.

Tableau II-1: Test statistiques

| Chapitres | Source de variation | Descripteurs | Analyse statistique |
|-------------------------------|----------------------------------|---|---|
| 3 : Use and management | Habitats, Stations | État initial | Statistiques descriptives : Moyenne, écart-type, médiane, etc. |
| 4 : Spatial patterns | Localisation, Habitats, Stations | Taux de recouvrement et composition taxonomique | - Variables environnementales : Modèles Additifs Généralisés (GAM), ANOVA. - Traitement d'images : Analyse d'images basée sur les objets (OBIA). |

| | | | |
|------------------------|--------------------|---|---|
| 5 : Blue Carbon | Habitats, Stations | Taux de recouvrement, Taux de carbone (organique, inorganique, total) entre deux sites et Corrélation | - Tests de normalité : Kolmogorov-Smirnov. - Test d'homogénéité : Levene test - Analyse comparative : Kruskal-Wallis test - Correlation : Modèle linéaire généralisé (GLM) |
|------------------------|--------------------|---|---|

Les méthodes statistiques appliquées ont varié en fonction de la nature des données et des objectifs spécifiques de chaque chapitre. Un tableau récapitulatif (Tableau n°II-1) présente de manière exhaustive les sources de variation, les descripteurs et les types d'analyses utilisés, offrant une vue d'ensemble claire des approches méthodologiques adoptées.

III. Chapitre 3: Use and management of seagrass ecosystems in Southwestern Madagascar



Fidèle Rakotonjanahary, Cicelin Rakotomahazo¹, Jeannot Nirinamamiko¹, Toky Razakarisoa¹, Gildas G.B. Todinanahary¹, Thierry Lavitra¹, Gilles Lepoint², Mathew A. Vanderklift³, Lantoasinoro Ranivoarivelo¹. Use and management of seagrass ecosystems in south-western Madagascar.

Ce chapitre a été publié dans *African Journal of Marine sciences*.

Date de publication en ligne : 06 May 2024

DOI : 10.2989/1814232X.2024.2321857

Lien : <https://doi.org/10.2989/1814232X.2024.2321857>

Résumé

Les herbiers marins de Madagascar figurent parmi les écosystèmes les moins étudiés dans la région occidentale de l'océan Indien. Pour favoriser une gestion durable, il est nécessaire de comprendre les usages traditionnels des zones d'herbiers marins en relation avec les politiques de gestion actuelles. Cette étude a évalué les usages et les politiques pertinentes aux écosystèmes d'herbiers marins au large du sud-ouest de Madagascar. Nous avons interviewé 131 membres de la communauté dans cinq villages côtiers autour de la baie de Ranobe dans la province de Toliara. Les réponses au sondage ont révélé un bon niveau de sensibilisation aux herbiers marins, bien que 55 % des répondants perçoivent leur état comme se détériorant. Les opinions varient sur l'origine ou le degré des menaces pesant sur les herbiers marins, mais 74,8 % des répondants ont évoqué des méthodes de pêche destructrices ou d'autres facteurs, dont les phénomènes naturels et le pâturage des animaux. Les réponses soulignent que les herbiers marins sont importants pour la pêche, la culture d'algues ou l'élevage de concombres de mer, ainsi que pour le passage des transports en bateaux/pirogues. Il n'existe actuellement aucune politique tangible protégeant ou gérant directement les herbiers marins en ce qui concerne ces activités, bien que certaines réglementations nationales et initiatives de gestion locale soient indirectement pertinentes, notamment les zones de non-prélèvement et les codes locaux appelés Dina. Le développement et la mise en œuvre d'un plan de gestion national pour les écosystèmes d'herbiers marins constituent une lacune majeure. Cela exige la collecte de données scientifiques pour soutenir la prise de décision et garantir la provision à long terme des services fournis par les herbiers marins. L'implication des communautés côtières dans la gestion des écosystèmes d'herbiers marins sera nécessaire pour le succès de toute nouvelle politique.

Mots-clés : Baie de Ranobe, communautés côtières, perceptions communautaires, législation, savoir local, ressources locales, questionnaire d'enquête, menaces.

Abstract

Madagascar's seagrass meadows are among the least-studied ecosystems in the western Indian Ocean region. To facilitate sustainable management, understanding the traditional uses of seagrass areas in relation to current management policies is necessary. This study assessed the uses of, and policies relevant to, seagrass ecosystems off southwestern Madagascar. We interviewed 131 community members in five coastal villages around the Bay of Ranobe in Toliara Province. Answers to the survey revealed a good level of awareness of seagrass, though 55% of respondents perceived the status of the seagrass areas as deteriorating. Opinions varied on the source or degree of threats to seagrass, but 74.8% of respondents suggested destructive fishing methods or other factors, including natural phenomena and animal grazing. The responses highlight that seagrass meadows serve as areas important for fishing, seaweed cultivation or sea cucumber farming, and the passage of boat/pirogue transportation. There are currently no tangible policies that directly protect or manage the seagrass areas regarding these activities, although some national regulations and local management initiatives are indirectly relevant, notably no-take zones and the local-level codes known as Dina. Development and implementation of a national management plan for seagrass ecosystems is a key gap. This demands the collection of scientific data to support decision-making to ensure long-term provision of the services provided by seagrass meadows. The involvement of coastal communities in the management of seagrass ecosystems will be necessary for the success of any new policies.

Keywords: Bay of Ranobe, coastal communities, community perceptions, legislation, local knowledge, local resources, survey questionnaire, threats

Supplementary material online:

The Supplementary Information, available at <https://doi.org/10.2989/1814232X.2024.2321857>, includes information on the population around Ranobe Bay in southwestern Madagascar (Table S1), a template of the survey questions (Table S2), and a summary of all responses (Table S3).

3.2. Introduction

Seagrass meadows are recognised as a ‘blue carbon ecosystem’, alongside mangroves and salt marshes, because they capture inorganic carbon and sequester it as organic carbon for long periods (Vanderklift et al., 2022). Seagrasses are flowering plants that grow in intertidal or shallow subtidal depths in coastal and estuarine habitats, and occasionally far from the coast where the water is shallow enough. Protecting and restoring seagrasses can play a role in mitigating climate change (Arias Ortiz, 2019 ; Francisco et al., 2019). Seagrass ecosystems also support key ecological processes and provide food and shelter for many species of marine organisms (Du et al., 2020). In some places they stabilise the substrate (Duarte et al., 2010). They can underpin socio-economic uses by humans (McKenzie et al., 2021) and provide multiple benefits for coastal communities (Duarte, 2000 ; Duffy, 2006 ; Unsworth et al., 2010; Kaarlep, 2014 ; Baker et al., 2015; Kurniawan et al., 2019), including as a source of income and protein (Folke ,1998 ; Torre-Castro, 2006; Lilley and Unsworth, 2014).

Despite the important roles of seagrass ecosystems, they are less studied than coastal ecosystems like coral reefs and mangroves, especially in Madagascar (Vanderklift et al., 2019). On the eastern African coast, research on seagrass ecosystems began a few decades ago (Björk et al., 2008). In Madagascar, only a few research programmes have been conducted and most of them remain unpublished. On the southwestern coast of Madagascar, information about the social, environmental and economic aspects of seagrasses is scarce or absent, apart from a small number of studies of species diversity and geographical distribution (Lepoint et al., 2008 ; Roy et al., 2009; Hantanirina and Benbow, 2013). Seagrass meadows in southwestern Madagascar are highly connected with other ecosystems such as coral reefs, which act as barriers creating sheltered bays (Gullström et al., 2002 ; Carter et al., 2016). This connectivity facilitates the occurrence of juveniles of multiple species (Jaonalison et al., 2016). Seagrass meadows and coral reefs also provide a habitat for the growth and development of associated fauna (Torre-Castro et al., 2009).

In the Bay of Ranobe in southwestern Madagascar, the daily activities of local communities rely on the sea. These activities potentially have a negative impact on seagrass ecosystems (Torre-Castro, 2006). Despite this, seagrasses are not often considered in policies regulating the local use and management of natural resources. Understanding how people use seagrass ecosystems, and what regulations exist, is foundational to the development of management plans and actions to protect seagrass ecosystems. Understanding their use also assists recognition of the value of seagrass ecosystems at the national level, which in turn is needed to

ensure sustainable economic development and to contribute to policies and actions that promote nature-based solutions to climate change adaptation and mitigation (UNEP, 2020). Like many countries in the western Indian Ocean region, Madagascar has developed strategies to ensure sustainable management of marine ecosystems such as coral reefs and mangroves. Locally managed marine areas (LMMAs) are a form of resource management in which coastal communities, and others based in the immediate area, make decisions about conservation actions (Rakotomahazo et al., 2022). It is crucial to use LMMAs effectively for conservation and to benefit the livelihoods of coastal communities, incorporating knowledge about how ecosystems are used, as well as how they are perceived by local people (Rakotoson and Tanner 2006 ; Berkström et al., 2019; Rakotomahazo et al., 2021).

Our main objective in this study was to survey the use of seagrass ecosystems by local communities in southwestern Madagascar, and to review relevant policies. The study focused primarily on local knowledge. Local knowledge differs from traditional ecological knowledge; though both concepts refer to knowledge held by communities, local knowledge focuses on practical and day-to-day information related to the use of ecosystems and natural resources, whereas traditional ecological knowledge encompasses broader aspects, cultural value and intergenerational transmission (Lemahieu et al., 2018 ; Berkström et al., 2019). To achieve this, we (i) assessed the local knowledge about seagrasses around the Bay of Ranobe; (ii) surveyed the importance of the seagrass ecosystems to the coastal communities; (iii) identified perceptions about the threats to and pressures on seagrasses and the potential impacts; and (iv) identified existing policies relevant to seagrass meadows in the area.

3.3. Materials and methods

3.3.1. Study alocation

The study was conducted in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar, between 43°30' E, 23°00' S and 43°38' E, 23°18' S (Figure III-1). The bay is delimited by the Manombo River in the north and the Fiherena River in the south, which both discharge into the Mozambique Channel. The warm season in the Bay of Ranobe is from December to April, with an average temperature of over 30 °C during the day. The cooler season is from May to September, with an average daily temperature below 27 °C (Weather-Spark, 2018). The rainy period of the year extends from October to April, with a 31-day rainfall of at least 13 mm. The amplitude of the tidal range varies from 1.2 m during spring tide to 0.3 m during neap tide (Moustapha et al., 2021).

The bay area is a community-managed marine reserve overseen by the community organisation FIMIHARA and co-managed by the nonprofit organisation ReefDoctor (Belle et al., 2009). IMIHARA is the acronym for ‘Fikambanana Miaro sy Hanasoa ny Ranomasina’, which can be translated as ‘Association to Protect and Enhance the Marine Environment’. The reserve was established in 2006 and officially obtained protected status in May 2007 under the Code of Protected Areas (*Code des Aires Protégées* or COAP). A management plan was developed but was valid only until 2011 (ReefDoctor, 2013). However, no implementation of conservation activities related to seagrass have ever been carried out in the bay, primarily because of a lack of initiatives and community involvement, and there is no new management plan in place.

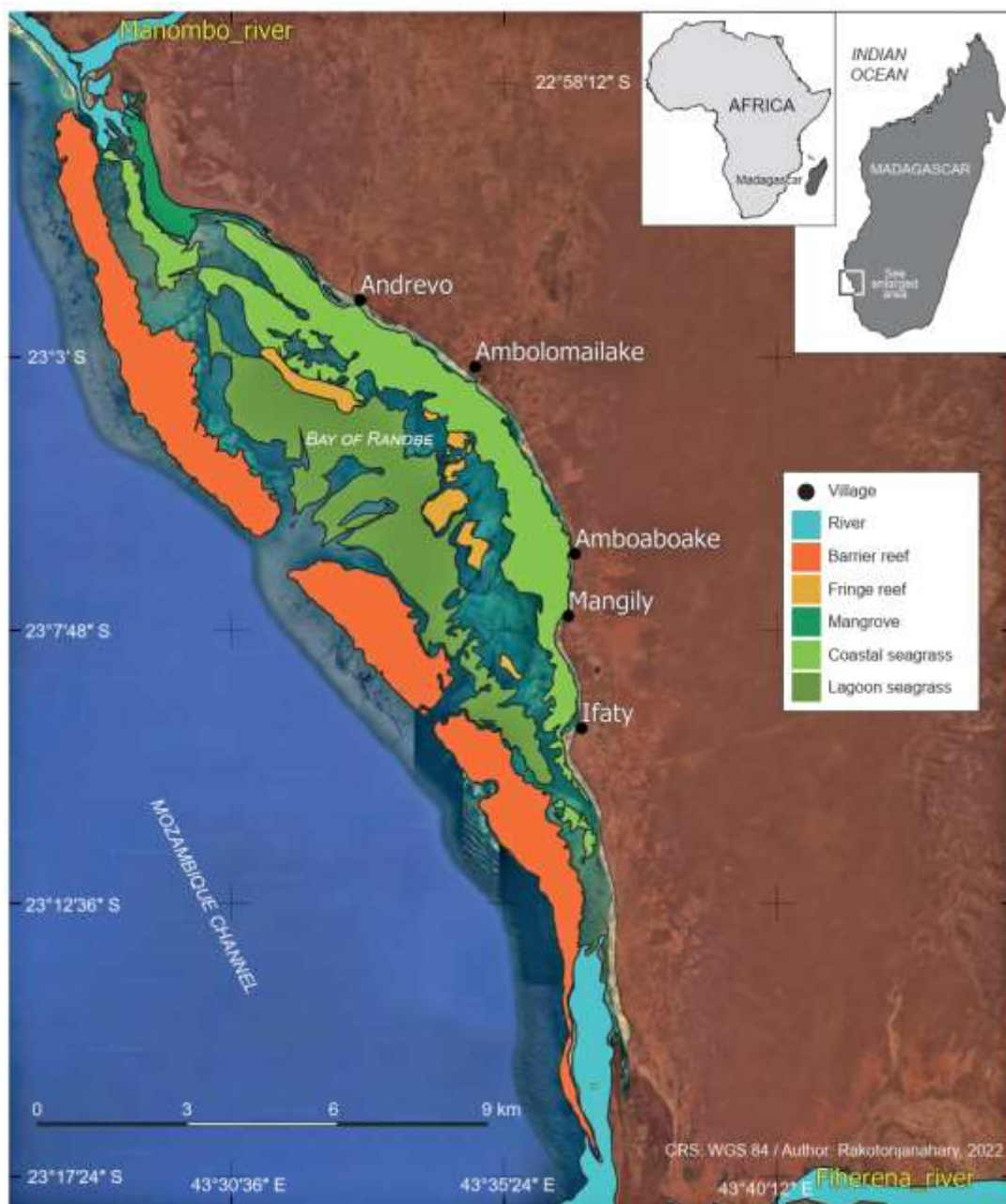


Figure III.1: Location of the Bay of Ranobe and its ecosystems and villages

3.3.2. Site-selection criteria

Five of the 13 coastal villages in the Bay of Ranobe were included in the study: Andrevo, Ambolomailake, Amboaboake, Mangily and Ifaty (Figure II-1). The southern part of the bay (Ifaty, Mangily, Amboaboake) is almost entirely urbanised, with modern infrastructure, hotels and solid houses. The northern part (Ambolomailake and Andrevo) is more rural. All villages have large areas of seagrasses in the adjacent lagoon.

The five fishing villages are mainly inhabited by Vezo people (91% of the population of the bay), who share a common history and culture, while each village has its own characteristics. Ifaty, Mangily and Amboaboake are known for tourist activities, offering beaches and tourist sites. The villages of Ambolomailake and Andrevo are characterised by the presence of the Masikoro (9% of the population of the bay), an inland people who migrated to the coast and who now also engage in fishing. Several villages in the Bay of Ranobe practice aquaculture, but among the five studied villages, only Ambolomailake and Andrevo practice seaweed and sea cucumber farming.

3.3.3. Characteristics of the survey participants

Activities of the coastal communities are closely linked to the sea. According to INSTAT (2017), the population at Ranobe Bay comprised about 44 786 individuals (24 808 men and 19 978 women). The population of the five villages studied accounted for 75.49% of Ranobe Bay: Ifaty with 2 446 people (5.46%); Mangily with 25 805 people (57.62%); Amboaboake with 765 people (1.71%); Ambolomailake with 2 356 people (5.26%); and Andrevo with 2 436 people (5.44%). The population of this combined community is relatively young (Supplementary Table S1), with ~67% under age 18 (Table III-1). The majority of the inhabitants around the bay belong to the Vezo ethnic group. Other ethnicities in this area include the Masikoro, Tanalana, Antandroy, Betsileo and Merina, as well as foreigners. These groups engage in various economic sectors, such as trade, restaurants and especially tourism (Ranaivomanana 2016).

Tableau III-1: Ages (years) and gender (%) of the population in the Bay

| | Age < 6 | Age 6-18 | Age 18-60 | Age ≥ 60 |
|-------|---------|----------|-----------|----------|
| Men | 21.17% | 16.88% | 14.27% | 3.08% |
| Women | 15.23% | 13.99% | 13.08% | 2.31% |
| Total | 36.39% | 30.87% | 27.35% | 5.39% |

3.3.4. Data collection

III.2.4.1. Local perception of the seagrass and their associated resources

To assess local perceptions about seagrass, we conducted a survey between January and June 2021 in five villages.

We surveyed 131 respondents, including farmers, fishers, village leaders, community organisations and staff from non-profit organisations. The survey was conducted through interviews. The participants consisted of adults of ages 18 to 63. Participants were selected based on their knowledge of the village setting and local activities related to seagrass. Before conducting interviews, we first presented our study objectives to village chiefs and community members to secure their consent. Upon receiving consent from the participants, we proceeded with the interviews. The respondents were interviewed at public meeting places, fishing landing sites, or the homes of fishers (Wallner-Hahn et al., 2022). The survey comprised both semi-structured interviews and in-depth interviews, as described below.

Semi-structured interviews were conducted with 131 individuals: 118 fishers, 8 seaweed or sea cucumber farmers, and 5 people engaged in other activities. In this category, the survey questions were generally asked of individuals, but on some occasions the participants responded through group discussion. We gathered basic information such as gender, age, and social identity to determine whether respondents belonged to the Vezo or other tribes, and asked questions about seagrass and activities related to it. All 131 participants were asked about the status of the seagrass areas, and trends over the last five years. Other questions were asked about threats and pressures affecting seagrass areas as well as the opinions of the respondent on the sources of these threats.

In-depth interviews were conducted with key community members, including the heads of villages, leaders of local organisations, and elders of the villages. The principal respondents for this category of interview comprised seven individuals: the five heads of the five villages, the head of a non-profit (Reef Doctor), and the head of an LMMA organisation (FIMIHARA). The purpose of the in-depth interviews was to gain a deeper understanding of the local perception of seagrass and its importance to the community. By engaging with these key stakeholders, we were able to gather valuable insights into the cultural and social significance of seagrass areas in the local context

III.2.4.2. Understanding the importance of seagrass ecosystems through participatory mapping

Participatory mapping was used to understand the importance and the uses of seagrass ecosystems. To do this, we used group discussion composed at least 5 individuals (Figure III-2). The groups comprised different participants including farmers, fishers, and local authorities. They were asked to sketch a map on a flip chart (using different colored markers) showing the activities that the villagers conduct in seagrass meadows and where they occurred. The maps featured on packaging were subsequently gathered and digitized using QGIS software, and saved as georeferenced shapefiles. These shapefiles were then utilized and formatted to create a map that illustrates the collective perspectives on the utilization of seagrass areas in Ranobe Bay.



Figure III.2: *Group discussion during participatory mapping of seagrass in the village of Andrevo*

III.2.4.3. Identification of existing management laws and policies regarding the seagrass ecosystems in the bay

Identification of the existing forms of management regarding seagrass ecosystems around the bay was performed through reviews of national to local legal and policy documents. Of the 48 documents reviewed, comprising research articles and other documents on seagrass ecosystems, ecosystem management and management related to seagrass ecosystems, only five

related specifically to the Bay of Ranobe. These included COAP, the local management plan, the local-level codes known as Dina, and miscellaneous documents concerning community-based aquaculture from the private society Ocean Farmers, the Indian Ocean Trepang enterprise, the non-profit organisation Reef Doctor, and FIMIHARA. The content of those documents was analysed to determine whether there were texts that directly or indirectly concerned the conservation or protection of the seagrass ecosystem. We also examined the involvement of local communities in seagrass management at the local level.

3.3.5. Data Analysis

A mix of quantitative and qualitative data were generated in this study. Respondents' answers to the survey were collected and analysed by topic. Given the qualitative and unstructured nature of many of the responses, technical coding was applied to standardise and classify the content into categories: knowledge of seagrass, status of seagrass areas, activities and significance of these areas, threats and pressures, and management. From the classified data, we identified 14 variables: seven concerning uses, and seven regarding perceptions about seagrass. Descriptive statistical measures such as means and percentages were used. The data analysis did not consider gender and age as separate independent factors. Instead, the analysis focused solely on the number of survey respondents. The inclusion of women and children in the surveys was based on their involvement in specific activities related to seagrass ecosystems. Thus, our primary interest was in understanding the activities and perceptions of the villagers regarding seagrass areas.

3.4. Results

3.4.1. Terms used to describe seagrass

Most of the respondents during our interview were aware of seagrass but the names varied: 60 % of the interviewees called seagrass as “Ariano, Oriana or Oriagna”, 26.72 % called it algae and 1.53% called it vegetation. A small proportion (12.21%) were not aware of seagrass.

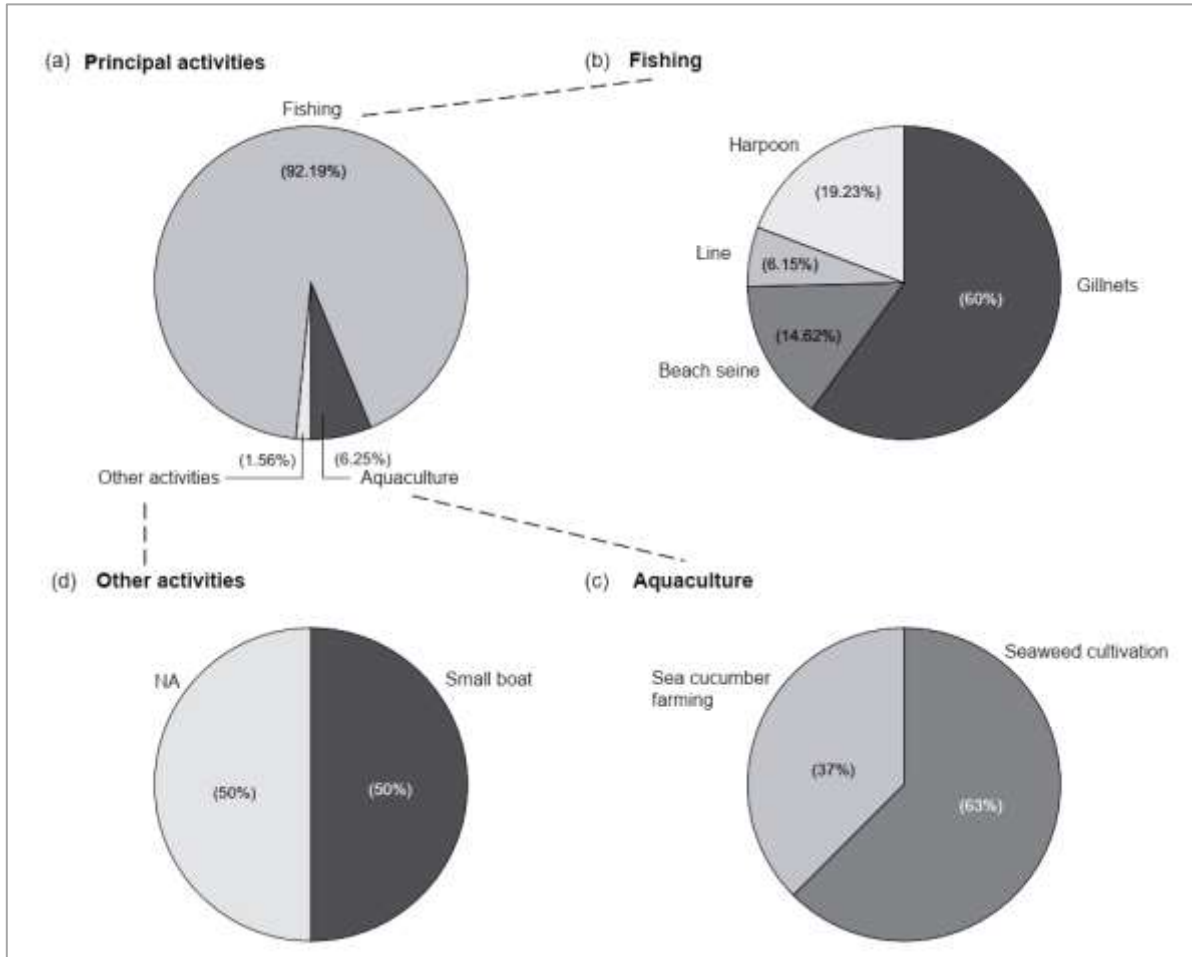


Figure III.3: (a) Principal activities undertaken by villagers in the vicinity of seagrass beds in southwestern Madagascar, as identified through participatory mapping, further subdivided into types of (b) fishing), (c) aquaculture, and (d) other, including boat skipping

3.4.2. Activities conducted by villagers in the vicinity of seagrass meadows

Three main activities were practiced within seagrass meadows in the Bay of Ranobe (Figure 3a), including fishing, with 92.19% of respondents indicating that it was their main activity, and that seagrass meadows were one of the most-frequented areas for fishing. Fishing gear varied according to the type of habitat, such as mangroves, reef zones, lagoons and seagrass. Fishers operating in seagrass meadows in the Bay of Ranobe (Figure III-3b) frequently used gillnets (60%), primarily to capture shoals of fish in the lagoon (Behivoke 2022). They also

employed harpoons or spear guns (19% of the respondents) and beach-sennes (15%). Beach-seining (Figure 4a) with mosquito netting could be frequently observed in the villages of Andrevo and Ambolomailake. Gleaning (Figure III-4b) and beach-seining with gillnets were fishing techniques often used by women and children during low spring tide.



Figure III.4: Activities implemented by villagers in seagrass areas in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar, including: (a, b) fishing techniques used by the local community, such as beach-senne netting and gleaning; (c, d) aquaculture, namely seaweed cultivation and sea cucumber farming; and (e) means of transport, such as traditional pirogues for fishing and visiting family, and boats with outboard motors used for tourist activities and research

Following fisheries, the second-most-practiced activity was aquaculture, the principal activity of 6.25% of the respondents. This percentage is further divided into two categories: seaweed cultivation, representing 63% of individuals who said they were engaged in aquaculture, and sea cucumber farming, representing 37% (Figure III-3c). For seaweed cultivation, the duration

of a cycle from seeding to harvesting is 45 days. Farmers first tie seaweed to ropes (Figure III-4c); they then visit their seaweed farms by foot or by pirogue every low spring tide, to clean and maintain them.

For farming sea cucumbers (Holothuridae), two parts of the production cycle, namely the hatchery and nursery phases, are conducted inland and do not involve seagrass habitat; however, the grow-out phase takes place within enclosures installed in seagrass zones (Figure III-4d).

Other activities carried out by 1.56% of the interviewed population included transportation and renting small boats and pirogues for tourism and research purposes (Figure III-3d). Coastal villagers use traditional pirogues for all travel activities whenever weather conditions permit (Figure III-4e). Non-profit organisations, tourism operators, and research efforts employ small boats with outboard motors (Figure III-4f). All boat transportation methods can involve crossing seagrass meadows.

Table 2 shows the proportion of people interviewed in each village who primarily engaged in these various activities. Aquaculture activities were practiced in only two of the five villages studied

Tableau III-2: Proportion (%) per village of the activities related to seagrass areas in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar

| Village | Fishing | Sea cucumber farming | Seaweed cultivation | Boat Skippering | NA |
|---------------|---------|----------------------|---------------------|-----------------|------|
| Andrevo | 84,33 | 4,33 | 7,00 | 2,33 | 2,00 |
| Ambolomailake | 88,80 | 4,88 | 4,88 | 1,44 | - |
| Amboaboake | 95,45 | - | - | - | 4,55 |
| Mangily | 94,24 | - | - | 2,88 | 2,88 |
| Ifaty | 97,24 | - | - | 2,76 | - |

3.4.3. Spatial distribution of seagrass use

Figure 5 illustrates the activities performed by the coastal communities of the Bay of Ranobe, as determined through participatory mapping conducted in five villages. Fishers from the five villages reported that all areas of the bay were fished. Beach-sennes were used most frequently by the villagers of Andrevo, Ambolomailake and Ifaty; aquaculture activities occurred only in the villages of Andrevo and Ambolomailake (Figure III-5). The two access channels, formed by the separation of the reef barriers, serve as entry and exit points to Ranobe Bay, accessible by traditional pirogues and small boats with outboard motors. The maps illustrate that the areas with the highest frequency of beach-senne usage coincided with locations where farmers were engaged in seaweed farming or sea cucumber farming at both Andrevo and Ambolomailake. These areas often experienced conflicts between fishers and farmers, particularly concerning the use of destructive techniques such as beach-seining.

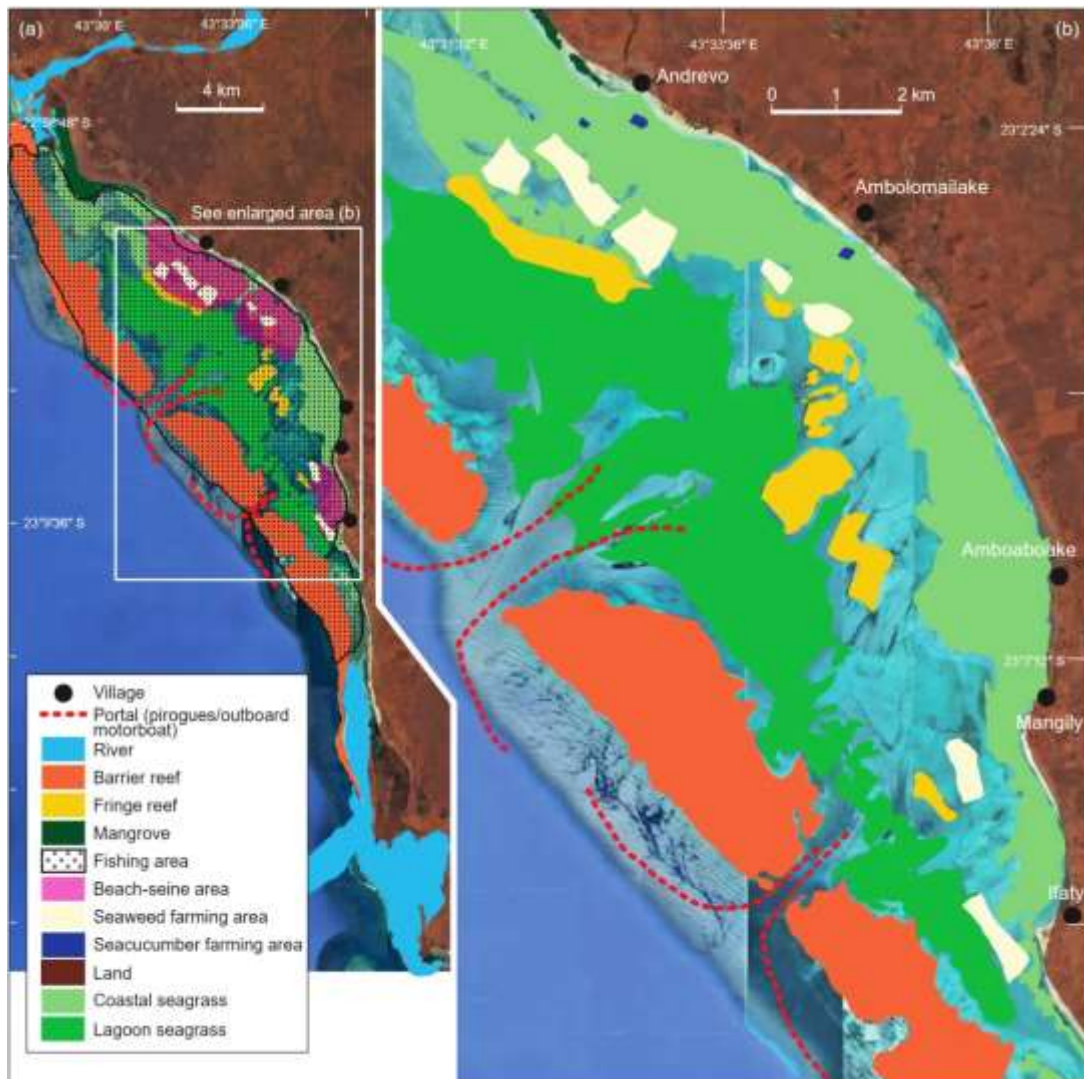


Figure III.5: Results of participatory mapping of activities related to seagrass areas in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar

3.4.4. Community perceptions on the status seagrass areas.

Across the community in the five villages, 51.72% of the interviewed individuals perceived a decrease in seagrasses over the last five years, while 16.47% perceived no change (Figure III-6a). Community perspectives on the current state of the seagrass areas were nearly identical in four of the five villages we surveyed. Over half of the respondents in four villages (Ifaty, Mangily, Ambolomailake and Andrevo) indicated that they thought seagrass meadows had been degraded (Figure III-6b). Respondents from Amboaboake were the exception, but there was a high proportion of no responses from this village. Less than a quarter of respondents in all villages reported that there was no change in seagrass condition (Figure III-6b). According to 74.81% of respondents, the perceived decline was due to anthropogenic activities, while 12.98% attributed it to sea urchin predation (Figure III-6c)

We calculated that an individual with a foot size of 200 cm² and a walking speed of 0.45 m s⁻¹ (1/3 of normal speed) can trample approximately 9.895 m² of seagrass while maintaining a sea cucumber enclosure or engaging in gleaning for 2 hours. Considering one month as having 14 days of favourable tides, it was estimated that the 366 farmers in Andrevo village could feasibly trample ~51 hectares of seagrass (FR pers. obs.).

Some respondents (7.63%) surmised that damage to seagrass areas was caused by natural phenomena such as strong waves during cyclonic periods and high temperatures (Figure III-6c). The Bay of Ranobe, situated in the Mozambique Channel, experiences regular cyclones from February to May each year, resulting in strong waves and currents that can affect seagrass growth and survival (Côté-Laurin et al., 2017). Exposure to sunlight during low spring tide can also negatively affect seagrasses. Sedimentation, turbidity and algal blooms caused by high amounts of terrigenous sediment from inland rivers, such as the Fiherena River that transports ~9 million tons of sediments per year, pose additional threats to the Bay of Ranobe (Murray et

al., 2021). Out of the total respondents, only 2.29% expressed the view that there was no change to or pressure on the seagrass areas.

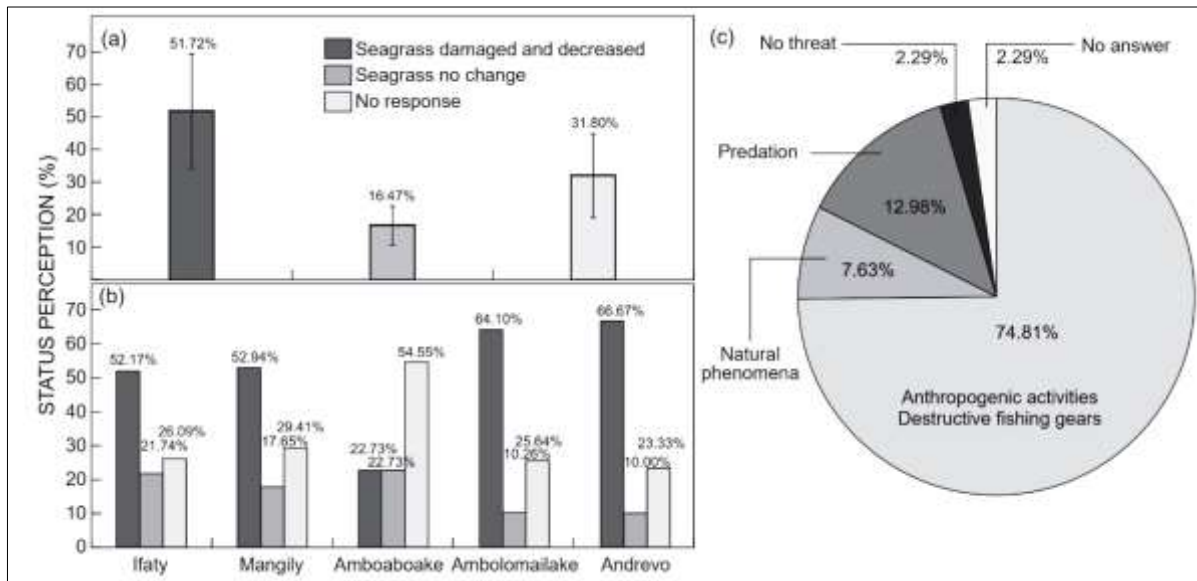


Figure III.6: (a) Overall perception by villagers of the status of seagrass areas in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar, and (b) general perception of the status of seagrass by residents of each village. (c) Factors respondents perceived to be causing damage

3.4.5. Existing forms of management for seagrass in the Bay of Ranobe

Based on our review of available laws and policies, we found that there is currently no specific management framework or legal protection for seagrass areas in Madagascar generally, or the Bay of Ranobe in particular. However, the management of this ecosystem type is indirectly addressed through the implementation of measures such as MPAs. Legal frameworks that indirectly cover seagrass ecosystems include the COAP and various laws and decrees (Table III-3). The Bay of Ranobe includes marine areas managed through a set of local-level codes known as Dina; these are established by coastal communities engaged in coastal activities like fishing or aquaculture, and are reinforced by official laws related to those activities. For instance, coastal communities in villages where Dina codes have been established can enforce these rules against individuals who engage in deliberate destructive fishing practices. By doing so, these regulations indirectly contribute to the protection of Madagascar’s seagrass meadows.

Tableau III-3: Existing laws relevant to sustainable management of marine and coastal environment that concern seagrass

| Legislation | Objectives |
|---|--|
| Law No. 2001-004 of October 25, 2001 | Locally-based rules or codes known as Dina are a commonly used instrument for the management of natural resources in Madagascar. This law provided a path to legitimise Dina through the local court system (known as homologation), which at the same time allowed for some scrutiny and oversight of the village codes being created |
| Law No. 2015-053 on the Fisheries and Aquaculture Code" | This law aims at sustainable governance and management of fishery resources with a view to preserving aquatic ecosystems and protecting the biological diversity of Malagasy waters, including those in the deep seas. |
| Law No. 95-013 of February 22, 1996 | The Environmental Protection Law sets up rules for managing natural resources, preventing pollution, and safeguarding public health. It includes measures that indirectly safeguard seagrasses by placing restrictions on destructive activities that could degrade their quality |
| Law No. 99-006 of January 14, 2000, | The Coastal Zone Management Law ensures the sustainable management of coastal areas, including seagrass meadows. It regulates fishing activities, prohibits destructive techniques, and enables the creation of marine protected areas to protect these ecosystems |
| Decree No. 2005-256 of April 20, 2005, | A decree provides detailed guidelines for implementing Law No. 99-006 of January 14, 2000 (see above). |
| Decree No. 2016-128 of February 16, 2016 | A decree officially adopting the National Strategy and Action Plans for Biodiversity of Madagascar (2015–2025), outlining targeted measures for conserving and restoring marine ecosystems, including seagrass meadows |

3.5. Discussion and conclusion

Our study on the use and management of seagrass ecosystems in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar, used surveys to elicit local knowledge to understand how seagrass meadows are used in the daily life of coastal villagers. Our study also focused on pressures that the seagrass areas are subjected to as well as on existing systems of management (laws and policies). This approach underlines the importance of seagrass meadows not only as a local resource, but also as an integral component of coastal ecosystems (Berkes, 1999) and a space for other activities.

We found that the livelihoods of local communities involve extensive use of seagrass meadows, and most of those people have some knowledge about this ecosystem. Seagrass meadows are used as fishing grounds and places where aquaculture occurs (seaweed cultivation and sea cucumber farming). Other uses of seagrass meadows include tourism, research, and passage by boat transport. Most local villagers inhabiting the Bay of Ranobe reported a perception that the seagrass areas are declining, and that this is mainly due to human activities such as destructive fishing practices (beach-seining, gleaning, and the use of boats). Other factors perceived as contributing to seagrass degradation included natural phenomena like severe weather events.

3.5.1. Importance of seagrass areas and the implication for local management

Our results showed that seagrass areas are part of a broader ecosystem that is heavily relied on by the coastal communities living around the Bay of Ranobe. was high among the respondents. Indeed, knowledge is incorporated into the Malagasy language, with names for seagrass as a habitat and names for different species reflected in local terms. For example, seagrass as habitat is called akatan-driaky or ahi-driaky. Both are combinations of two words: akata + riaky and ahitse + riaky (akata and ahitse are Malagasy names for grass, and riaky means the sea). Some respondents referred to seagrass to as algae, which is known locally as lomotse. Some used different descriptions to distinguish between various species of seagrass depending on the shape. For instance, species of *Syringodium* have a cylindrical morphology similar to a chive and are referred to as lomo-tongolo, a combination of lomotse (algae) and tongolo (chive), while species of *Thalassodendron* have large leaves and are called lomotse beravy, meaning ‘big leaf algae’. Farmers involved in aquaculture activities (seaweed cultivation and sea cucumber farming) indicated that it is a source of income and an alternative to fishing that reduces the pressure on marine resources exerted by fisheries (Todinanahary et al., 2016).

3.5.2. Human threats to Madagascar's seagrass meadows: toward effective conservation planning

Many villagers expressed their perception that the seagrass meadows are being degraded and that practices such as fishing with the use of destructive gear, trampling, and aquaculture are responsible for declines in seagrass areas. In the Bay of Ranobe, intensive fishing is considered to be one of the greatest risks to seagrass areas (Murray et al., 2021). Trampling from shore fishing and aquaculture can also damage seagrass, as can boating and tourism activities through anchors and motorboat propellers (Nadiarti et al., 2021).

Accessibility on foot is essential for gleaning activities and for many small-scale aquaculture activities in shallow nearshore environments, like seaweed farming and sea cucumber aquaculture. These activities are often carried out by women or young fishermen. Our calculations revealed, in the case of Andrevo village, that with 14 days of favourable tides 366 farmers could trample ~51 hectares of seagrass, potentially causing negative impacts on the seagrass areas. These activities could lead to decline of the seagrass habitat as well as the associated fauna and marine resources (Ranaivomanana et al., 2006 ; Torre-Castro, 2006). The accumulation of repeated minor damage could result in the destruction of large areas of seagrass (Zieman, 1976 ; Sargent et al., 1995; Gravier, 2019). This is likely underappreciated, and we suggest that raising awareness about the potential impact of trampling on seagrass ecosystems is an important precursor to developing and promoting sustainable practices that allow livelihoods to continue in a way that preserves the ecosystem that the villagers so heavily rely on.

3.5.3. Conflicts of activities in seagrass areas: the challenges of planning and regulation.

In relation to the seagrass areas, the communities around the Bay of Ranobe mainly engage in fishing, aquaculture (seaweed and sea cucumber farming) and transportation (community travel by pirogues and tourist transportation by outboard motorboat). However, conflicts may arise between farmers and fishers who want to use the same areas owing to the development of aquaculture activities in collaboration with the private sector. Additionally, stakeholders in the local tourism industry have raised concerns about changes in the landscape caused by these activities, and managing seagrass areas has become a significant challenge (Ranaivoson et al., 2018 ; Veriza and André-Bigot, 2020). Whereas local indigenous inhabitants may be able to make agreements to prevent conflicts between them, migrants into the coastal communities often refuse to officially and administratively integrate into the host villages and may not follow

local structures. Therefore, it is crucial to establish a balance between the different activities and interests involved (Rakotomahazo et al., 2019). This can be achieved through proper planning and regulations to reduce conflicts among different users of seagrass meadows and thereby ensure the sustainable use of marine resources.

3.5.4. Towards sustainable management of seagrass ecosystems in Madagascar: national legal and policy frameworks

In the western Indian Ocean region, seagrass conservation is typically considered only indirectly through protected areas (Gullström et al., 2002). In Madagascar, seagrass ecosystems are considered one of the least known, least protected and most mismanaged ecosystems (Murray et al., 2021) and are ranked as Data Deficient in accordance with IUCN Red List of Ecosystems assessment criteria (Bland et al., 2015). Madagascar has the largest areas of seagrass meadows in the region (Gullström et al., 2002), extending along the country's entire west coast (Hantanirina and Benbow, 2013). The surface area of seagrass meadows in Madagascar might be greater than that of coral reefs, and the meadows are estimated to cover 9 385 km² in the coastal waters (Vanderklift et al., 2019). Large areas of seagrass of ~2 000 hectares have also been recorded on the southern coast (Murray et al., 2021).

Despite their importance and extent, we found no official laws or management policies that specifically protect seagrass ecosystems. National legislation and policies exist for the protection of global marine and coastal ecosystems (Table III-3), and seagrass ecosystems are indirectly included in these. These regulations provide general measures for the prevention of pollution and the prohibition of destructive fishing techniques. This emphasises the commitment of the Malagasy government to promoting sustainable management of marine ecosystems, including seagrass meadows, through comprehensive policies and legislation.

At the local level, despite some conservation efforts led by the local association (FIMIHARA) and supported by an external non-profit organisation (ReefDoctor), such as the creation of an MPA, these initiatives do not specifically address seagrass areas. Instead, the management is primarily governed by local-level codes called Dina. Dina is a form of community-based self-governance or social convention that enables democratic representatives to manage natural marine resources and coastal zones, for example (Rakotomahazo et al., 2021). These codes are acknowledged as the strongest customary law in Malagasy society by the local police (gendarmerie) and the judicial court (Rakotoson and Tanner, 2006), yet no regulations pertaining to seagrass areas have been included.

Incorporating seagrass ecosystems into LMMAs would allow communities to actively engage in conservation and management of the resources that they rely on. Active participation of local communities is key to achieving sustainable outcomes (McClanahan, 2021). Using this approach, which may involve implementing temporary closures, establishing no-take zones, and promoting alternative livelihoods such as aquaculture, the sustainability of seagrass meadows and their associated marine resources can be facilitated (Rakotomahazo et al., 2022). Some adjustments to aquaculture practices could be made to limit trampling, such as monitoring sea cucumber farms during high tide by means of diving. Expediting the acquisition of basic knowledge and data is imperative for the proficient management of seagrass habitats. Consistent monitoring and comprehensive inventory assessments of seagrass meadows are indispensable for comprehending their status, distribution and ecological dynamics. Furthermore, up-to-date maps illustrating local and national variations in the distribution of seagrass areas play a crucial role in identifying priority areas for conservation activities and implementing focused management strategies (Moritz et al., 2016).

In conclusion, our study focused on understanding the use and management of seagrass ecosystems in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar. The study revealed that almost all respondents in five villages around the bay were aware of the existence of seagrass. Community perceptions indicated a general decline in the seagrass meadows, caused primarily by anthropogenic activities such as destructive fishing techniques and unsustainable resource exploitation. Despite this possible decline, fishing remains the primary livelihood for these communities, with seagrass areas being frequently fished. However, specific management measures dedicated to seagrass meadows are lacking. Existing initiatives mainly relied on local-level codes known as Dina, which governs the aquaculture zones involving activities like sea cucumber farming and seaweed cultivation. Nevertheless, this leads to conflicts between fishers and farmers engaged in aquaculture in seagrass areas owing to their competing interests in these areas.

To promote sustainable and equitable management, it is crucial to customise policies to address local needs, respect traditional and local knowledge, and encourage community participation. Incorporating local knowledge into conservation strategies fosters community inclusion and effective outcomes. Community involvement in seagrass management strengthens social ties and promotes a collaborative approach to marine resource management. Incorporating activities that protect seagrass into LMMAs is a strategy that should encourage sustainable uses. The establishment of national level management plans for seagrass ecosystems is essential and

requires broader scientific studies. Collaboration with research institutions can provide data to underpin these initiatives. Priorities should include national mapping of the current status and evolution of seagrass meadows, in-depth assessment of the biodiversity associated with seagrasses, and understanding the environmental, social and economic importance of seagrass areas for sustainable development. Additionally, exploring Madagascar's seagrass meadows as blue carbon ecosystems that contribute to the mitigation of climate warming is paramount given that Madagascar was one of the first countries to sell blue carbon credits from mangroves in a voluntary carbon market. It is therefore possible to build on the existing carbon-credit framework by incorporating seagrass ecosystems through the technical experience acquired with mangrove areas (Blue Ventures, 2014). Our research provides potentially valuable insights into the use and management of seagrass meadows on a local scale. To strengthen the relevance of our findings it is imperative to place them in a broader context. The integration of local knowledge into ecosystem management increases the effectiveness of management strategies and promotes community engagement and stewardship. In turn this will enable the development of inclusive and environmentally appropriate methods for the conservation and management of coastal and marine ecosystems, including seagrass meadows.

IV. Chapitre 4: Spatial patterns of seagrass community in the bay of Ranobe MPA, southwest Madagascar, and implications for conservation and management



© Rakotonjanahary 2021

Ce chapitre est en préparation pour être soumis dans *Marine Geodesy*.

Fidèle Rakotonjanahary, Toky Razakarisoa, Nomenisoa Aina LeDon, Cicelin Rakotomahazo, Henitsoa Jaonalison, Gildas George Boleslas Todinanahary, Claudia Rodine, Gilles Lepoint, Mathew A. Vanderklift, Lantoasinoro Ranivoarivelo, Thierry Lavitra. Spatial patterns of Seagrass Community in the Bay of Ranobe MPA, Southwest Madagascar, and Implications for Conservation and Management.

Résumé

Cette étude vise à cartographier la distribution spatiale, la diversité des espèces et la variation spatiale de la couverture des herbiers marins dans le sud-ouest de Madagascar. Des images satellites Sentinel-2A datant du 30 octobre 2021, couvrant la zone d'étude, ont été utilisées. La détection des herbiers marins par télédétection a employé la méthode de classification par Analyse d'Image Basée sur les Objets (OBIA) afin d'extraire les composants de la distribution des herbiers au sein du système récifal. Par la suite, des observations in-situ ont été réalisées en suivant la méthode standard de cartographie et de suivi des herbiers marins de Seagrass Watch. Les données in-situ ont été utilisées pour valider et améliorer les résultats de la classification par télédétection, ainsi que pour évaluer la distribution des espèces d'herbiers marins dans la zone. L'analyse des images satellites a révélé l'étendue totale des herbiers marins, qui s'élève à 4526 hectares pour l'ensemble de la baie de Ranobe. Neuf espèces d'herbiers marins ont été identifiées, dont *Cymodocea serrulata*, *C. rotundata*, *Halophila ovalis*, *Halodule uninervis*, *Halodule wrightii*, *Halophila stipulacea*, *Syringodium isoetifolium*, *Thalassodendron ciliatum* et *Thalassia hemprichii*. L'espèce dominante est *T. ciliatum*, qui représente 55 % de la couverture totale. Grâce à cette étude, nous avons pu déterminer avec précision la couverture de chaque espèce dans l'ensemble de la baie. La validation sur le terrain a permis de confirmer la classification des images à hauteur de 57 %. Cette étude fournit des informations de base cruciales pour le suivi de la distribution spatiale des herbiers marins. L'approche, reproductible, peut être appliquée dans n'importe quelle région, s'avérant précieuse pour les décideurs et les parties prenantes impliqués dans les efforts de conservation en vue d'une gestion durable des écosystèmes d'herbiers marins.

Mots-clés : *Baie de Ranobe, herbiers, biodiversité, distribution spatiale, AMP, Madagascar*

Abstract

This study aims to map the spatial distribution, species diversity, and spatial variation in coverage of seagrass species in southwest Madagascar. Sentinel-2A imagery from October 30, 2021, covering the study area, was utilized. Seagrass detection through remote sensing employed the Object-Based Image Analysis (OBIA) classification method to extract components of seagrass distribution within the reef system. Subsequently, in-situ observations were conducted using the standard of Seagrass Watch Mapping and Monitoring method. In-situ data were used to validate and enhance remote sensing classification results and to assess seagrass species distribution in the area. Satellite image analysis revealed the total extent of seagrass beds, equivalent to 4526 hectares for the entire Bay of Ranobe. Nine seagrass species were identified, including *Cymodocea serrulata*, *C. rotundata*, *Halophila ovalis*, *Halodule uninervis*, *Halodule wrightii*, and *Halophila stipulacea*, *Syringodium isoetifolium*, *Thalassodendron ciliatum* and *Thalassia hemprichii*. Dominated by *T. ciliatum*, which accounts for 55% of this coverage. Thanks to this study, we were able to accurately determine the coverage of each species in the bay as a whole. Ground trotting validated the image classification at 57%. This study provides crucial foundational information for monitoring the spatial distribution of seagrasses. The replicable approach can be applied in any region, proving valuable for decision makers and stakeholders involved in conservation efforts for enhanced sustainable management of seagrass ecosystems.

Keywords: *Bay of Ranobe, Seagrass, biodiversity, spatial distribution, MPA, Madagascar*

Supplementary material online:

This section provides pivotal insights into the seagrass community structure in Ranobe Bay. A comprehensive map delineates the separate coverage of the nine inventoried seagrass species, offering a visual representation of their distribution. Tables meticulously detail coverage percentages based on radial installations, allowing a nuanced understanding of spatial patterns from the northern to the southern reaches of the bay. Another set of tables categorizes coverage percentages relative to distance from the coast and differentiates coverage according to distinct bottom types. Complementing these data-driven presentations, the inclusion of species photos adds a visual dimension, enhancing the overall comprehension of the diverse seagrass landscape in Ranobe Bay.

4.1. Introduction

Seagrass meadows play a vital role for numerous marine organisms that complete some part or all of their life cycles within these habitats (Heck and Orth, 1980 ; Alsaffar et al., 2020). Many of these species are important for fisheries, contributing to food security and economic development of coastal communities (Barnes-Mauthe et al., 2013 ; Dewsbury, 2014 ; Kaarlep, 2014). Multiple threatened species, such as green turtles and dugongs, also depend on seagrass ecosystems (Broderick et al., 2006 ; Bawazier, 2016 ; Stokes et al., 2019 ; Sivakumar et al., 2020). Seagrass meadows contribute as well to nutrient cycling and oxygen production through photosynthesis (Hemminga et al., 1999). Simultaneously, seagrasses act as significant carbon sinks, potentially aiding in both climate change mitigation and adaptation. (Liberatus, 2016 ; Björk et al., 2008).

All over the world, seagrass meadows face multiple threats, particularly in south-western Madagascar, where they are integral to traditional fishing practices (Diraviya et al., 2017 ; Vieira et al., 2020). Threatened by destructive beach seining, overfishing, and an increasing coastal population (Rakotonjanahary et al., 2024), seagrass meadows are at risk of degradation and loss, along with the benefits that they offer (Raveloarisoa, 2008). There is limited information gathered on seagrass in Madagascar. Between 2008 and 2022, multiple studies focused on seagrass meadows, providing information such as the number of species diversity and their characteristics.

However, the area where these studies were conducted are not broadly representative of Madagascar's seagrass meadows, especially those that occur in the south-west. Only species in shallow areas were identified and inventoried, leaving unexplored the diversity of species in slightly deeper regions, further from the coast and near reef areas. Additional insights from the present study will contribute to a more profound understanding of seagrass bed characteristics in Ranobe Bay, Southwest of Madagascar. Detailed information on species diversity, coverage, or management in the southwest remains lacking, mentioning the threats to and the vulnerabilities of seagrasses across the northwest, southwest, and east coasts of Madagascar. (Wallner-Hahn, et al., 2022) explored the importance of seagrasses and services they provide for food security in the southwest and the Bay of Ranobe. All these statements confirm the lack of published data and information regarding seagrass beds in Madagascar, hence the reason for the current study entitled 'Spatial patterns of Seagrass Community Structure in the Bay of Ranobe MPA. The present study aims to investigate the species composition and the spatial distribution of the seagrass community in Bay of Ranobe, southwest Madagascar with particular

focus on the assessment of spatial variation in the i) diversity of seagrass species, ii) species coverage, and the mapping of seagrass beds' distribution in the Bay of Ranobe.

4.2. Materials and methodologies

4.2.1. Area of study

This study was conducted in the bay of Ranobe, south-western Madagascar. The Bay of Ranobe is 30 km in the north of the city of Toliara (Fig. 1), between the Fiherena River ($23^{\circ}18'21.34''S$, $43^{\circ}37'1.83''E$) and Manombo river ($22^{\circ}58'41.89''S$, $43^{\circ}28'15.09''E$). The Bay is extensive, featuring a 32 km long complex coral reef composed by reef barrier and fringe reefs, with a width ranging from 2 to 8 km separated by two major passes which are part of the fourth biggest reef systems in the world and extended to from Morombe in the north of the bay to Toliara the south of the bay (Belle et al., 2009). Although the reefs condition is degrading, it still harbors a high diversity of ecosystems. The reefs can be classified into three categories: outer reefs, lagoon reefs, and coral banks. Fishing and aquaculture are the primary activities of the local population and tourism is also important (Todinanahary et al., 2016).

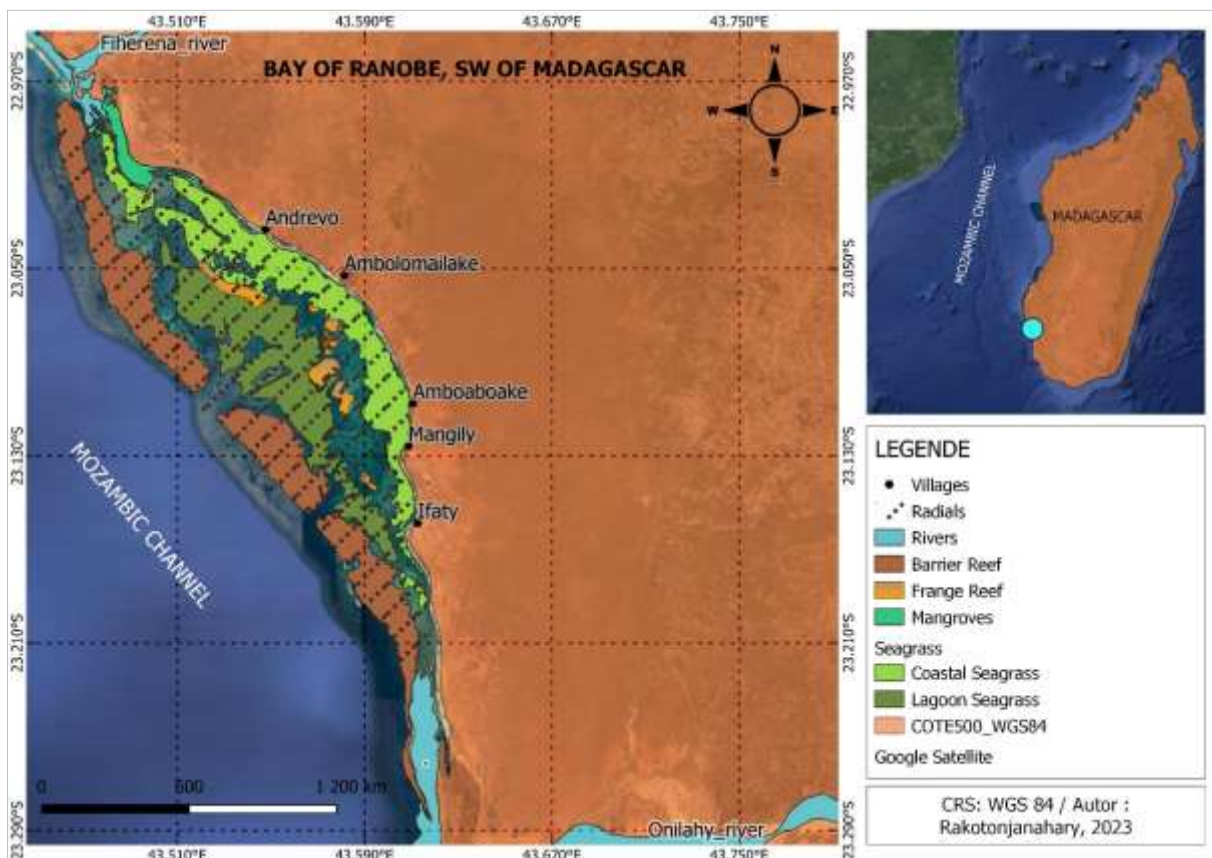


Figure IV.1 : The Bay of Ranobe, south-western Madagascar

4.2.2. Satellite image acquisition, atmospheric and water column correction

A very high spatial resolution L1C Sentinel-2 satellite image, dated October 30, 2021, was downloaded from the Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>). Only the visible spectral bands with a pixel size of 10 meters (Band 2, Band 3, Band 4) were used in this study. These bands were selected due to their ability to penetrate water, allowing the detection of features in optically shallow water (Green and Short, 2003).

Solar radiation as electromagnetic radiation and aerosols as atmospheric dust can impact the quality of the image. To remove radiometric distortions and make the images comparable by using actual reflectance values (determine the true surface reflectance values), an effective atmospheric correction is necessary by eliminating atmospheric effects from satellite images (Mahmoud et al., 2008). For Sentinel-2 images, the Sen2Cor module within the SNAP software (Sentinel Applications Platform) was used, and an atmospheric correction (Top of Canopy) was performed to transform the Level-1C image into Level-2A. The Level-2A image is orthorectified, providing ground reflectance values.

In addition to atmospheric effects, water depth also affects object visibility. When light penetrates water, its intensity decreases exponentially with increasing depth. This process, known as attenuation, profoundly influences remotely sensed data in aquatic environments (Zoffoliet al., 2014). To compensate for the depth effect on the image, the Lyzenga model was employed. The Sen2Coral module within the SNAP software was used to correct the water column effect. This correction is often a crucial preprocessing step for benthic classification.

4.2.3. Field survey

The information from satellite images was complemented with field data. Field surveys in the Bay of Ranobe took place from May to October 2021. The data collection method we used is derived from the manual for mapping and monitoring seagrasses (McKenzie et al., 2001).

We organized our field data collection as follows. Imaginary radial lines perpendicular to the coast extending towards the barrier reef zones were established to collect data on seagrass coverage, individual seagrass species inventory, and other characteristics of the bay such as depth and substrate nature every 500 meters along each radial, these radials can total up to 17. Collection points were preselected using Google Earth.

The number of collection points varying depending on the radial's length. Coordinates for each point (totaling 214 points distributed among the 17 radials) were recorded using a GPS device. For each point, three quadrats were randomly placed within a 5 m radius. Within each quadrat,

the species present were identified, and an estimate made of the percentage cover of seagrass, following (McKenzie et al., 2001). The time surveyed, the depth and the tide were recorded for each quadrat.

To identify the nature of substrate, we employed a two-fold approach. First, we visually examined the sediment, and second, we conducted a tactile assessment by physically touching the sediment. This tactile assessment involved feeling the texture, composition, and other characteristics of the substrate through direct touch which aimed to comprehensively understand the nature of the substrate. The nature of the substrate was classified into four categories: sand, muddy-sandy, mud and Sandy-muddy. Sand is characterized by a granular and rough texture with clearly distinguishable particles, while Sandy-mud results from the combination of sand and mud, providing a texture that is both granular and smooth to the touch. Mud has a smooth and very sticky texture composed of very fine particles (Romano et al., 2017).

4.2.4. Species distribution by linear interpolation

The data regarding species from each sampling point, processed digitally in Microsoft Excel, were imported into ArcMap 10.3.1 software. This was followed by performing linear interpolation using the Natural Neighbor 3D Analyst model to identify the distribution of each seagrass species within the respective zones.

To estimate marine topography across our study area, we utilized the natural neighbor interpolation method as introduced by Kotulak et al., (2017). This method operates as a weighted average interpolation technique, similar to the Inverse Distance Weighted (IDW) method. While the IDW method assigns local influence to distances, giving more weight to the nearest points over the farthest points (Watson and Phillip, 1985), it is pertinent to note that our sampling points follow each radial spaced by 500 m and vertically spaced by 1 km. Unlike the IDW method, the Natural Neighbor Interpolation (NNI) method does not employ distance as a weight. Instead, it constructs the Delaunay triangulation of input points, selects the nearest cell forming the convex hull around the interpolation point, and uses the proportional area as a weight. The utilization of this interpolation method results in a smoother topographic surface compared to the IDW interpolation method (Musashi et al., 2018).

Interpolation is the process of estimating values in unsampled or unmeasured areas to generate a comprehensive map or distribution of values across the entire region. To conduct interpolation using the Natural Neighbor method, the initial step involves constructing a polygon for all

sampling points. Subsequently, the coverage of each species within each polygon is interpolated to derive the distribution of these species in areas that were not sampled.

4.2.5. Data analysis

The dataset, which includes information on species cover and composition at the collection sites, was meticulously organized in an Excel spreadsheet. To investigate the relationships between environmental variables and species coverage, a Generalized Additive Model (GAM) was employed with a binomial distribution and a logit link function. The explanatory variables in the model included latitude, distance from the coast, and depth. The model was fitted using R software (version 4.2.2) with the “mgcv” package, which optimizes smoothing parameters for GAMs. This approach was selected to account for the complex, non-linear effects that environmental variables may have on species coverage, as supported by numerous studies in marine and coastal ecology. The model fit was evaluated based on convergence, statistical performance (p-values, EDF, Chi-square), and the proportion of variance explained (adjusted R²).

4.2.6. Image processing

First, the sentinel composite was classified to extract geomorphological components and biophysical components (coral, sand, algae, seagrass, rocky substrates, coral debris, etc.) by using Object-Based Image Analysis (OBIA) (Hossain et al., 2015) involving segmentation and classification of segments.

Segmentation groups pixels based on their size and shape, while classification groups previously created segments based on association functions related to color, texture, shape, size, position, and their relationship with environmental properties of the study area (Hedley et al., 2017). Using eCognition Developer 64 software, v9.0, a portion of the field-collected data was used as a training area. This process involves training the software to identify components with similar characteristics (shape and size) and group them into a class. Subsequently, this data was used for supervised image classification based on objects. The different classes obtained during segmentation and classification were exported to QGIS Desktop 3.24.1 for the layout of the final map and the calculation of the area occupied by each class in the bay.

4.3. Results

4.3.1. Satellite image analysis : Seagrass cover and another habitat along the bay

The use of the Object-Based Image Analysis (OBIA) classification method, combined with fieldwork data, enabled the extraction and classification of benthic habitat into five substrate classes: sand, mud, macroalgae, debris, and seagrass beds (Fig. 15). Mapping the seagrass beds in Bay of Ranobe allowed the creation of detailed distribution maps. Our field study covered a total area of around 12,000ha; seagrass beds occupy 37% of this area, i.e., 4,526.36ha.

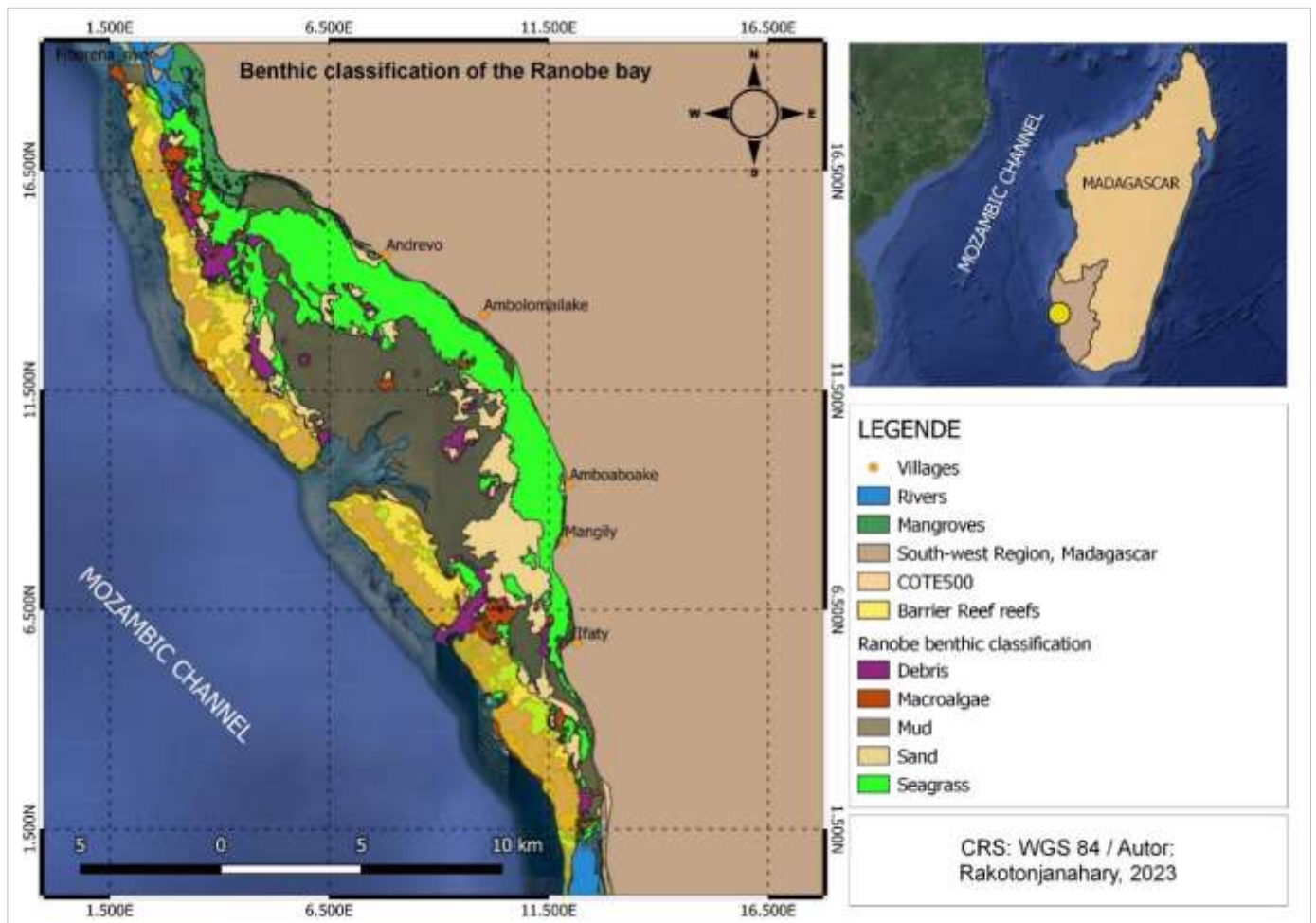


Figure IV.2: Benthic classification and substrates in Bay of Ranobe

4.3.2. Seagrass cover and another habitat along the bay

In our study area, seagrass beds cover more areas compared to other substrates. The area of each benthic class is presented in the following table.

Tableau IV-1: The area of benthic classes in Bay of Ranobe

| Classes | Surface (ha) |
|--------------------------------|---------------------|
| Seagrass | 4526.36 ha |
| Macroalgae | 1221.279 ha |
| Debris (Corals Rubbles) | 2251.21 ha |
| mud | 4463.9 ha |
| Sand | 3147.88 ha |

4.3.3. Species diversity composition

In the Bay of Ranobe, 9 species of seagrass were identified: *Thalassodendron ciliatum*, *Cymodocea serrulata*, *Cymodocea rotundata*, *Thalassia hemprichii*, *Syringodium isoetifolium*, *Halodule uninervis*, *Halophila ovalis*, *Halodule wrightii*, and *Halophila stipulacea*. These 9 species were recorded in the 3 zones: north, center and south. These species belong to 2 different families, Cymodoceaceae and Hydrocharitaceae (Table 4.3.3-1). Seagrass beds typically formed mixed species assemblages, with the predominant species varying according to distance from the coast, depth (subtidal vs. intertidal) and the nature of the sediments. The depth range of seagrass beds in Bay of Ranobe is from 0.7 m to 12.7 m.

Tableau IV-2: Seagrass species identified in Bay of Ranobe

| Family | Species |
|-------------------------|-----------------------------|
| Cymodoceaceae | <i>T. ciliatum</i> (TC) |
| | <i>C. serrulata</i> (CS) |
| | <i>C. rotundata</i> (CR) |
| | <i>S. isoetifolium</i> (SI) |
| | <i>H. uninervis</i> (HU) |
| | <i>H. wrightii</i> (HW) |
| Hydrocharitaceae | <i>T. hemprichii</i> (TH) |
| | <i>H. ovalis</i> (HO) |
| | <i>H. stipulacea</i> (HS) |

4.3.4. Species dominance

In the bay of Ranobe, seagrass beds can be either mono-specific or multi-specific in a given area. The specific dominance colonizing a surface varies for each zone, distance of the area from the coast, depth and the nature of substrate. The field-collected data, combined with linear interpolation of each species, highlight a difference in species distribution, as shown in the figure below

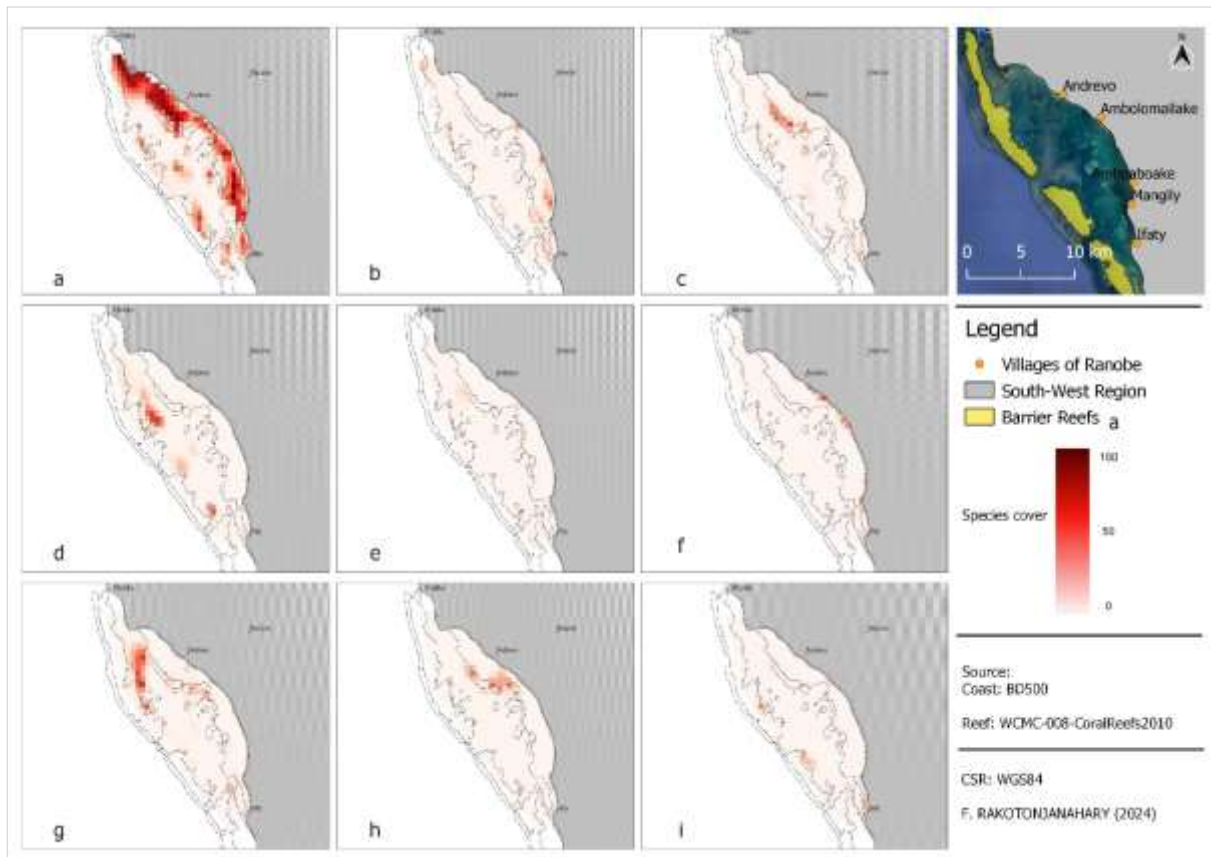


Figure IV.3: Seagrass species distribution in Bay of Ranobe: (a) *T. ciliatum*, (b) *T. hemprichii*, (c) *S. isoetifolium*, (d) *H. stipulacea*, (e) *H. ovalis*, (f) *H. wrightii*, (g) *H. uninervis*, (h) *C. serrulata*, (i) *C. rotundata*

Thalassodendron ciliatum occupies almost half of the cover, it is the most dominant species with a percentage of 44%. It is followed by *Thalassia hemprichi* (12%), *Halodule uninervis* (9%), *Halophila stipulacea* (8%), *Halophila ovalis* (8%), then *Cymodocea serrulata* (6%) and *Syringodium isoetifolium* (5%), and finally *Halodule wrightii* (4%) and *Cymodocea rotundata* (3%), which are least dominant.

4.3.5. Species cover according the latitudes

Across the entire bay, seagrass coverage is not uniform. Some areas exhibit significant coverage, while others have very low levels (Table 4.3.5-1). Nine seagrass species were observed, and their coverage varied across zones. In the northern region, *T. ciliatum* dominates

with an average coverage of 72%, followed by *Thalassia hemprichii* at 54%. In the central region, *T. ciliatum* and *T. hemprichii* remain dominant, but their average coverage decreases to 51% and 53%, respectively, compared to the northern zone. In the southern part of the bay, *T. ciliatum* remains dominant with 72% coverage, while *C. rotundata* shows 63% average coverage.

Data analysis revealed a significant relationship between latitude and seagrass coverage. The Generalized Additive Model (GAM) used in the study identified a complex, non-linear relationship with effective degrees of freedom (edf = 7.93), highlighting the variability of coverage with latitude changes (Figure 5.4.1.1). This model explains approximately 12.8% of the deviance, indicating that latitude contributes to the variability in seagrass coverage. However, the results also suggest that other factors, not included in this model, influence seagrass coverage. These findings demonstrate that latitude is a key factor in the distribution of seagrass, likely due to associated environmental gradients such as temperature or salinity changes.

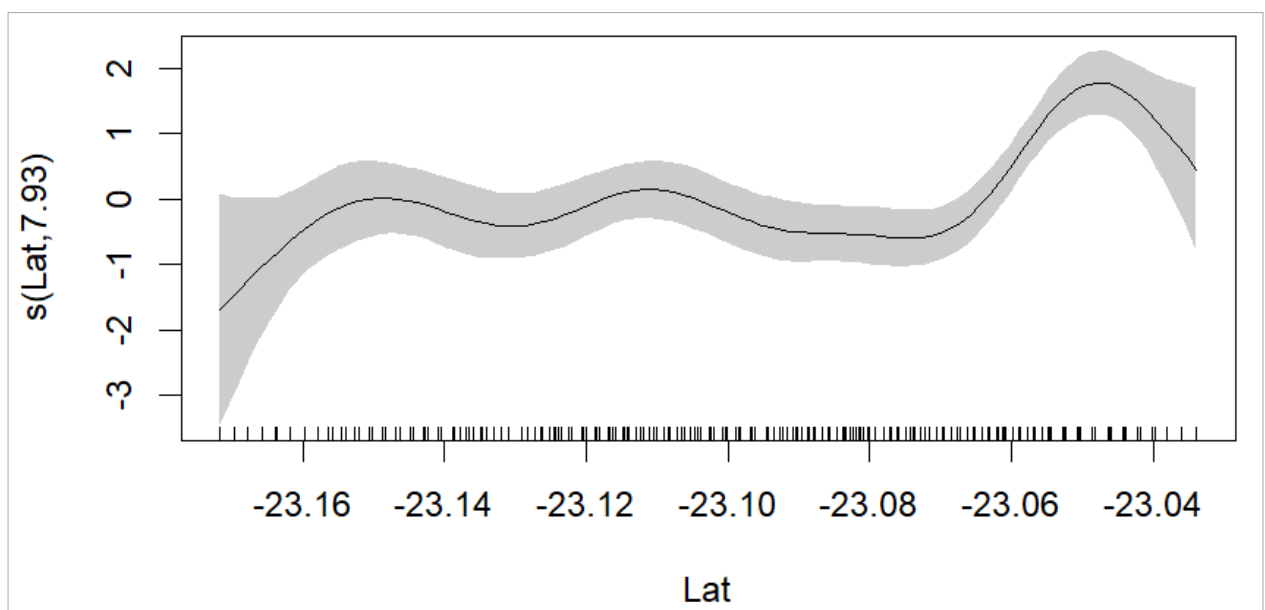


Figure IV.4: Generalized Additive Model of latitude and cover

Tableau IV-3: Mean in % of the Cover per point per radial

| | Point1 | Point2 | Point3 | Point4 | Point5 | Point6 | Point7 | Point8 | Point9 | Point10 | Point11 | Point12 | Point13 | Point14 | Point15 | Point16 |
|------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Radial_1 | 0,0 | 0,0 | 81,7 | 93,3 | 100,0 | 83,3 | 94,3 | 18,3 | 0,0 | 43,3 | 95,0 | 74,3 | 16,3 | 0,0 | 0,0 | |
| Radial_2 | 0,0 | 92,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 93,3 | 92,3 | 1,7 | 0,0 | 46,7 | 93,3 | 0,0 | 85,7 | 0,0 | 0,0 | |
| Radial_3 | 99,7 | 97,7 | 87,7 | 50,7 | 92,3 | 73,7 | 97,0 | 63,3 | 0,0 | 0,0 | 74,0 | 74,7 | 0,0 | 92,7 | 91,7 | |
| Radial_4 | 73,3 | 100,0 | 70,0 | 31,7 | 93,3 | 0,0 | 3,7 | 0,0 | 0,0 | 3,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Radial_5 | 0,0 | 88,3 | 40,0 | 50,0 | 4,3 | 0,0 | 0,0 | 96,7 | 4,3 | 2,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 12,7 | 5,7 | 30,0 |
| Radial_6 | 70,0 | 31,7 | 86,7 | 10,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 91,7 | 15,0 | 0,0 | 7,0 | |
| Radial_7 | 37,0 | 100,0 | 93,3 | 6,3 | 10,3 | 20,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 51,7 | 30,0 | 20,0 | | | | |
| Radial_8 | 73,3 | 50,0 | 26,7 | 15,0 | 0,0 | 0,0 | 66,7 | 6,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 33,3 | 47,7 | | | |
| Radial_9 | 0,0 | 86,7 | 100,0 | 13,3 | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 3,0 | 25,0 | 6,7 | 42,7 | 3,3 | |
| Radial_10 | 0,0 | 79,0 | 100,0 | 97,7 | 34,3 | 65,0 | 2,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 45,0 | 86,7 | 0,7 | 0,0 | |
| Radial_11 | 0,0 | 81,7 | 86,7 | 100,0 | 100,0 | 11,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 3,0 | 87,0 | 34,3 | | | |
| Radial_12 | 25,0 | 93,0 | 100,0 | 2,7 | 13,3 | 31,7 | 0,0 | 0,0 | | 0,7 | 0,0 | 78,3 | 0,0 | | | |
| Radial_13 | 0,0 | 100,0 | 100,0 | 49,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 93,3 | 2,7 | 48,3 | | | | | |
| Radial_14 | 43,3 | 0,0 | 0,0 | 68,3 | 0,0 | 0,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | | | | | | |
| Radial_15 | 0,0 | 100,0 | 37,7 | 25,7 | 0,0 | 90,7 | 0,0 | 0,0 | | | | | | | | |
| Radial_16 | 78,3 | 97,7 | 81,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 75,0 | 0,0 | | | | | | | | |
| Radial_17 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 26,7 | 0,0 | | | | | | | | | | | |

4.3.6. The cover according to the distance from the coast

At the species level, from the beach up to 2.5 km toward the reefs, all nine seagrass species present in the bay were recorded, with *Thalassodendron ciliatum* strongly dominating at 70% coverage. Between 2.5 and 5 km from the shore, the number of observed species decreases to seven. *T. ciliatum* remains dominant, but its coverage declines to approximately 55%. Between 5 and 7.5 km, eight species were recorded, but overall coverage further decreases, falling below 42%. Beyond 7.5 km, approaching the reef zones, only two species were observed, with *T. ciliatum* representing 80% of the total coverage.

Regarding overall coverage, the results of the Generalized Additive Model (GAM) indicate that the relationship between seagrass coverage and distance from the shore is non-linear, with effective degrees of freedom (edf = 7.688), suggesting a complex variation rather than a straight-line relationship. Distance from the shore is highly significant, with a very low p-value ($p < 2e-16$), confirming that distance has a significant impact on seagrass coverage. However, the model explains only 18.6% of the deviance, indicating that other biological and/or environmental factors also contribute to this significant variation.

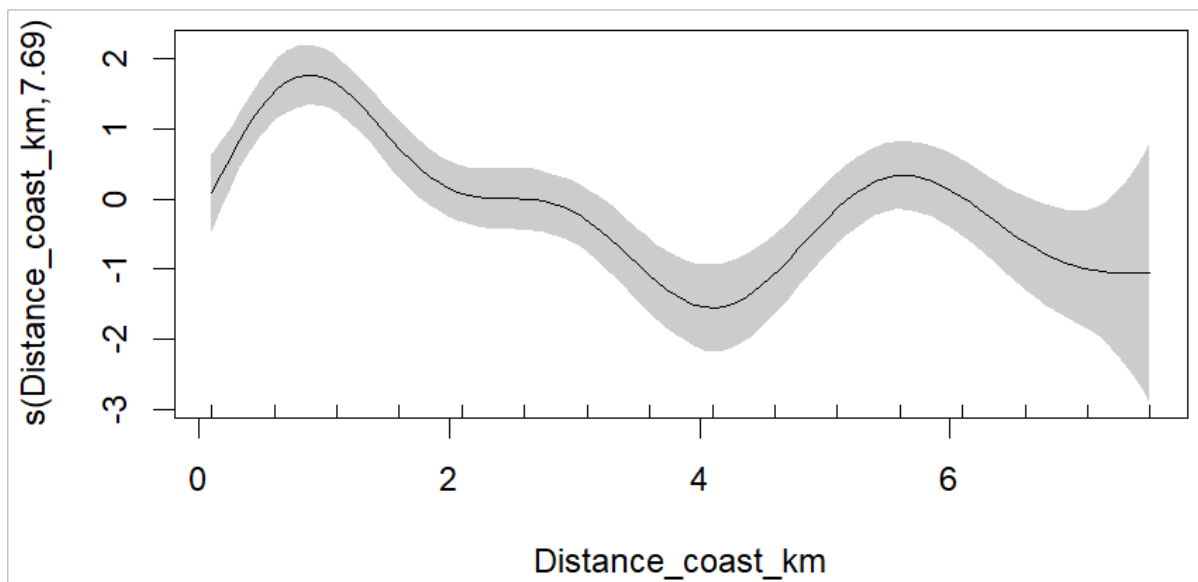


Figure IV.5: Generalized Additive Model analysis of distance from the coast and cover

4.3.7. The cover according to depth

At depths ranging from 0 to 1 meter, a total of eight seagrass species were recorded, with *Thalassodendron ciliatum* dominating the area with 78% coverage. From 1 to 5 meters depth, eight species were also observed, with *T. ciliatum* continuing to dominate at 60% coverage. Aside from *Cymodocea rotundata*, which had an average coverage of 52%, the remaining species showed coverage below 30%. In the 5 to 10-meter depth range, eight species were present, but with a significant decrease in coverage. *Halophila stipulacea* became the dominant species with 45% coverage, while the other species exhibited coverage below 12%. Species diversity further declined with increasing depth, with only three species recorded at depths between 10 and 15 meters, each with minimal coverage. The deepest section of the bay, located in its central zone, reaches 13 meters and is situated between 5 and 7.5 km from the coastline.

Statistically, the relationship between overall seagrass coverage and depth revealed a complex pattern, with effective degrees of freedom ($edf = 4.746$), indicating variability in coverage with changes in depth. This relationship is highly significant, with a very low p-value ($p < 2e-16$), confirming that depth significantly impacts seagrass coverage. The model explains approximately 16.8% of the total deviance, suggesting that while depth plays an important role in coverage variation, other factors not included in the model likely influence seagrass distribution as well.

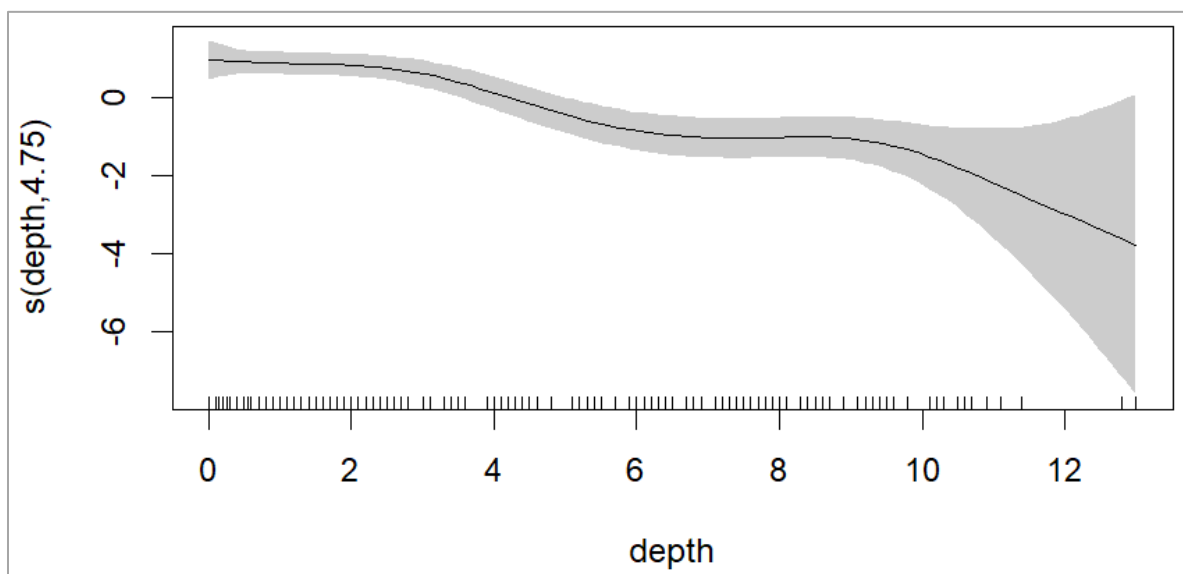


Figure IV.6: Generalized Additive Model analysis of depth and cover

4.3.8. Species cover according to substrate type

Depending on the nature of the substrates, all 9 species in the bay were recorded only in entirely sandy substrates. The most dominant species in terms of cover is consistently *T. ciliatum*, occupying 55% of the total seagrass cover in this area, followed by *T. wrightii*, which occupies 46%, with other species not exceeding 35%. High cover by certain dominant species was observed in purely muddy areas by the specie *T. ciliatum* which dominates with a cover of 77%, followed by *C. rotundata* and *H. stipulacea*, with covers of 63% and 70% respectively. In muddy-sandy or sandy-muddy areas, the number of species encountered does not exceed 7. Among these 7 species, *T. ciliatum* still dominates, with covers of 72% and 58% respectively. *H. stipulacea* and *C. serrulata* are also notable in these areas compared to others, each with a cover greater than 42%. The other species have less than 35% cover in both muddy-sandy and sandy-muddy substrates. In areas characterized by substrates entirely muddy, *T. ciliatum* dominates with a cover of 77%, followed by *C. rotundata* and *H. stipulacea*, with covers of 63% and 70% respectively. The other species have less than 30% cover.

Statistical analysis reveals that distribution of seagrass cover according to substrate type shows no significant difference, with an R-value of 0.1303 and a P-value of 1, indicating a low separation between substrate groups and no significant difference in seagrass cover based on substrate type, with a P-value of 1.

4.4. Discussion

4.4.1. Species diversity

This study on the spatial patterns characterizing the seagrass community structure in the Bay of Ranobe facilitates the evaluation of the current health status of seagrass beds in the southwestern region of Madagascar. Additionally, it provides an essential quantitative foundation for future comparative analyses and efficient management practices. This study was analyzed based on several parameters, including the area, the water depth, the nature of the substrates, and the distance from the shore.

The coastal areas of the WIO comprise 14 known species (Lugendo, 2016), and two of the most common species are *T. hemprichii* and *T. ciliatum*, both forming extensive beds in most parts of the Indian Ocean region. The seagrass beds in Madagascar is home of 12 species of seagrass according to (Cooke, 2012). In the North-East coast, there are 10 species, and 12 species for Nosy-Be (Carlo and Tombolahy, 2009). From this study, we were able to record 9 species in the bay of Ranobe, southwestern Madagascar such as: *T. ciliatum*, *C. serrulata*, *C. rotundata*, *T. hemprichii*, *S. isoetifolium*, *H. uninervis*, *H. ovalis*, *H. wrightii*, and *H. stipulacea*. Previous study conducted by (Hantanirina and Benbow, 2013) in the Velondriaky, area, southwestern Madagascar inventoried 8 species

Regarding the species composition in the bay, subtle variations were observed, including greater diversity in areas near the coast and in sandy substrates. Common in the region are *H. ovalis*, *C. rotundata*, *C. serrulata*, *S. isoetifolium*, and *H. uninervis*, while *H. wrightii* is primarily reported in Kenya and Tanzania (Short et al., 2001). *H. wrightii* is the ninth species encountered in Bay of Ranobe. A 10th species may be present in Bay of Ranobe, identified outside our sampling points. Two forms of *H. uninervis* have been observed (Ballorain, 2005). In the present study, three forms of the *H. genus* were encountered, one of which undoubtedly corresponds to *H. uninervis*. The origin of their differences was not elucidated in the present study, be it *H. pinifolia*. For these reasons, this species is not mentioned in the results.

4.4.2. Spatial distribution: Mapping, Cover based on ecological characteristics, dominance

VI.4.2.1. Mapping Assessment

Mapping the distribution of this species could provide valuable insights for the management and conservation of marine habitats by identifying areas with high cover that warrant special protection. Seagrass beds in Madagascar have never been mapped due to the difficulty of detecting them in aerial images (Cooke, 2012). The remote sensing of seagrass beds relies on a

sensor's ability to distinguish between the substrate and the vegetation above it. The data collected is affected by the water column, which reduces the intensity of reflected light. Unlike terrestrial plants, aquatic plants cannot be identified by their red radiation because this wavelength is significantly attenuated by clear water (Zoffoli et al., 2014). Fortunately, the daily passage of the Sentinel-2 satellite in the Toliara region has allowed for this study the mapping of seagrass in the area. Although spectrally different, seagrass species may not be mapped from multispectral remote sensing images due to the limitation of their spectral resolution and dispersion and absorption by phytoplankton and organic suspended matter that may cause a decreasing on light reflected by benthos. In order to fix the problem of spectral dispersion and absorption, atmospheric and water column correction of the satellite image was performed (Beck et al., 2001).

A study by (Fauzan et al., 2017) demonstrated that mapping seagrass only Sentinel-2A produced an acceptable classification result. Images from other satellites like from WorldView-2, Quickbird, Sentinel-2A, ASTER VNIR, and Landsat 8 OLI showed inefficiency for seagrass mapping. The extent and location of seagrass can be mapped with 60% accuracy using satellite images (Green and Short, 2003). This accuracy depends mainly on the characteristics of the sites and platforms carrying the detectors (Anonymous, 2008). The integration of satellite data with rigorous ground-truthing has provided us with crucial information for the sustainable management of the ecosystem in Ranobe Bay. Previous studies offered only limited knowledge about species diversity and the general intactness of the seagrass beds. This study has allowed us to obtain a precise estimate of the seagrass bed surface area across Ranobe Bay, as well as an accurate count of the marine phanerogam species present, whether near the coast, at various depths, or within different substrate types.

Thanks to this information, particularly regarding coverage, we can now estimate the amount of oxygen based on 14 liters per square meter per day (Ondiviela et al., 2014), and the cost of services rendered by these ecosystems ,190 USD per year per hectare according to Costanza et al., (1997). With an area of 4,526 hectares of seagrass, Ranobe Bay can produce 633,640 cubic meters of oxygen daily, equivalent to an annual value of approximately \$860,000.00 USD.

This mapping allows visualization of the areas richest in seagrass diversity and cover, which is crucial for assessing the overall health and resilience of the marine ecosystem (Björk et al., 2008). This mapping allows visualization of the areas richest in seagrass diversity and cover, which is crucial for assessing the overall health and resilience of the marine ecosystem (Björk et al., 2008). It can also serve as a foundation for planning and implementing management

measures aimed at restoring (Crooks et al., 2011; Hotaling et al., 2011) or protecting fragile habitats and marine ecosystems in the Ranobe Bay.

VI.4.2.2. *Distribution and cover based on ecological characteristics*

Despite variations observed in seagrass beds cover and species diversity across different parameters in the bay, statistically, no significant differences were identified between the various zones of the bay, depth classes, or substrate types. This finding aligns with Duarte et al. (2008), who also reported minimal variation in seagrass cover with depth in certain coastal regions. These results highlight the importance of considering not only environmental factors but also the complex interactions between species to understand the distribution and diversity of seagrass beds. Considering the ecological characteristics of the bay, two key aspects stand out: (1) the bay is flanked by two rivers, the Manombo in the north and the Fiherena in the south, which significantly influence its ecological characteristics and the nature of the substrates in adjacent areas. The Fiherena River, in particular, carry on a substantial amount of terrigenous input from upstream, with sediment loads reaching up to 9 million tons per year according to (Murray et al., 2021). This input enriches the bay with organic matter, promoting the proliferation of algae and phytoplankton. However, it also contributes to sediment accumulation in parts of the northern bay. The northern zone is distant from urbanization and relatively sheltered compared to the central and southern zones. In these last 2 zones, national road No. 9 is close to the beach, and frequent human activities and installations are present. In contrast, in the north, the area is primarily frequented by coastal populations engaged in fishing and aquaculture activities. These characteristics play important roles, firstly in the variation of the substrate type, and secondly in influencing species establishment and abundance in terms of cover in each zone. The distribution of seagrass species is correlated with both depth and substrate type. It's important to note that substrate type is dependent on hydrodynamic conditions, which also vary concerning the distance from the coast (Gobert et al., 2003; Ballorain, 2005). Moreover, while the nine seagrass species are present across all three zones of the bay, we have also noticed that the coverage of each species is not identical. This variation highlights the influence of local environmental conditions on species distribution and abundance.

An analysis of species distribution reveals that *T. ciliatum* shows significant dominance in areas close to the coast and near reefs, according to the distance-from-shore distribution (Appendix 5.1.2). These regions are characterized by shallow water depths and are generally located in the northern and southern zones of the bay. This distribution pattern is particularly significant in the bay of Ranobe, where coral banks are located internally, close to the shore (Clausade et al.,

1971). A strong dominance of the species *T. ciliatum* across various zones and environmental conditions, highlight the significance of this species as a major structural element of seagrass beds in the region as (Short et al., 2007) affirmed. *T. hemprichii* is typically found in more sheltered habitats or on intertidal flats, while *T. ciliatum* usually inhabits exposed or semi-exposed habitats. We did not notice any variation in the abundance on the cover of this dominant species depending on the nature of the substrates as Cooke said in these previous studies, it is notable for colonizing coarse substrates, including sands, rocky substrates, and coral debris (Cooke, 2012). It is because unlike other seagrass beds in the WIO region that typically require soft substrates such as sand or mud, *T. ciliatum* has been reported to grow on bare rocks in exposed locations (Bandeira, 2002). During low tides, *T. ciliatum* is clearly visible from the beach. Due to limited dehydration resistance in seagrass, they must find ways to avoid dehydration rather than endure it (Hemminga et al., 1999 ; Björk et al. 2008). This could serve as key information to initiate conservation efforts as a basis for monitoring and a decision-making tool in the management of coastal areas (Aumeeruddy et al., 2015).

4.4.3. Sustainable management

Cooke, (2012) reported the 12 seagrass species, and associated biodiversity, in the Bay of Ranobe, with a particular emphasis on reef sharks. (Hantanirina and Benbow, 2013) reported the diversity and distribution of seagrass in Velondriaky zone, concentrating on the Velondriake Locally Managed Marine Area (LMMA). They identified eight seagrass species, and discussed threats and collaborative efforts with the local community. While Murray et al., (2021) discussed the lack of data, using the IUCN Red List of Ecosystems criteria A and B threats to and vulnerabilities of seagrasses across the northwest, southwest, and east coasts of Madagascar. It is evident that numerous studies have been conducted, but they remain underutilized due to a lack of effort by policymakers and governance practitioners to access them. This study provides crucial updates, including the identification of nine seagrass species in southwest Madagascar and the precise area occupied by seagrass beds in Ranobe Bay, which is 4,526 hectares. Promoting further research and creating opportunities for scientists should be prioritized to inform decision-makers effectively. The significance of marine ecosystems and relevant documentation is widely accessible through technological advancements and the internet. Specifically, Wallner-Hahn et al., (2022) have extensively detailed the ecosystem services provided by seagrass, particularly regarding food security and socio-economic benefits in southwest Madagascar.

4.5. Conclusion

This study is one of the most comprehensive investigations into the biodiversity of seagrass species in Ranobe Bay, identifying exactly nine species, and extends to the entire southwestern region of Madagascar. Through meticulous research and data collection, we have gained critical insights into the species diversity and ecological characteristics of seagrass ecosystems in Ranobe Bay. Our findings provide a detailed understanding of water depths, ranging from 0 meters near the coast and the coral barrier to 13 meters in the middle of the bay, as well as substrate types and the dominance of various seagrass species across different zones of the bay. The detailed information on water depths and substrate characteristics across Ranobe Bay has been pivotal in understanding the ecological dynamics of this region. Dominant species such as *T. Ciliatum*, *T. Hemprichii*, and others were precisely mapped, revealing specific zones of high coverage. Such detailed mapping is crucial for conservation efforts, as it identifies key areas that support the most robust seagrass populations. This precise identification allows for targeted conservation strategies, ensuring the preservation of critical habitats that are vital for the overall health of the marine ecosystems

Moreover, this study has enabled us to produce an accurate estimate of the total surface area occupied by seagrass beds in Ranobe Bay estimated 4526.36 ha, using satellite imagery combined with ground-truth data. This approach has proven to be highly effective for studying specific zones like Ranobe Bay. The integration of satellite imagery with field data has provided a precise and comprehensive mapping of seagrass coverage, essential for monitoring changes over time and assessing the impacts of environmental and anthropogenic factors. However, this method present challenges when applied to larger scales, such as national or continental levels, where the logistics and resources required for such detailed studies may become impractical.

In conclusion, the spatial patterns of seagrass ecosystems in Ranobe Bay revealed through this study highlight the importance of detailed, localized studies in understanding and managing marine biodiversity. The techniques used and the data obtained from a robust foundation for future research and conservation efforts. While this method excels in precision for specific areas, scaling it up remains a challenge that needs to be addressed in future studies. The insights gained from this research are invaluable for the sustainable management of seagrass ecosystems, ensuring that Ranobe Bay remains a thriving habitat for marine life.

V. Chapitre 5: Sedimentary carbon stocks in a shallow and deep seagrass of Ranobe bay: A first study for southwestern region and Madagascar



Ce chapitre est prêt à être soumis.

Fidèle Rakotonjanahary, Gilles Lepoint ; Cicelin Rakotomahazo, Henitsoa Jaonalison, Gildas George Boleslas Todinanahary, Claudia Rodine, Mathew A. Vanderklift, Lantoasinoro Ranivoarivelo, Thierry Lavitra. Sedimentary Carbon stocks in a shallow and deep seagrass of Ranobe Bay: A first study for Southwestern region and Madagascar.

Résumé

Les herbiers marins constituent des écosystèmes clés pour le stockage du carbone bleu, bien que leur potentiel en matière de séquestration carbone reste sous-étudié à Madagascar. Cette recherche quantifie les stocks de carbone organique, inorganique et total dans les sédiments d'herbiers de la baie de Ranobe (sud-ouest de Madagascar), afin de combler d'importantes lacunes scientifiques et d'étayer les stratégies de conservation. Des carottes sédimentaires ont été prélevées sur deux sites intertidaux contrastés : un site profond (S1, >2,5 m) et un site peu profond (S2, <0,5 m) lors de marées basses de vives-eaux. Après sectionnement, séchage et étiquetage, les échantillons ont été analysés en laboratoire. La matière organique a été quantifiée par combustion (450°C), tandis que le carbone inorganique a été déterminé après traitement acide. Les concentrations en carbone ont été mesurées par analyse élémentaire. Des différences significatives ont été observées entre les sites. Le carbone inorganique présentait une concentration moyenne de 10,42% ($\pm 0,31$) à S1, significativement plus élevée ($p < 0,0001$) qu'à S2 (3,68% $\pm 0,49$). En termes de stocks, S1 accumulait 141.58 ± 24.87 Mg C_{inorg}.ha⁻¹, soit près du double de S2 (67.28 ± 13.83 Mg C_{inorg}.ha⁻¹). Le carbone organique suivait la même tendance, avec des concentrations plus importantes à S1 (1,44% $\pm 0,25$) qu'à S2 (0,51% $\pm 0,12$), correspondant à des stocks totaux de 19.41 ± 2.33 Mg C_{org}.ha⁻¹ et 10.02 ± 3.58 Mg C_{org}.ha⁻¹ respectivement. Les profils verticaux ont révélé des dynamiques distinctes : le carbone inorganique restait stable sur toute la colonne sédimentaire à S1 (~10,3-10,5%), alors qu'il diminuait avec la profondeur à S2. Le carbone organique accusait une baisse significative sous 30 cm à S2 ($p=0,024$). L'analyse statistique a montré que le carbone inorganique variait principalement selon le site ($p<0,001$), tandis que le carbone organique était corrélé à la densité apparente, l'humidité et la matière organique ($p<0,05$). Ces résultats soulignent le rôle majeur des herbiers de la baie de Ranobe dans la séquestration du carbone, avec des stocks comparables aux moyennes mondiales. Cette étude fournit des données essentielles pour intégrer la conservation des herbiers marins dans les politiques climatiques nationales, en cohérence avec les Objectifs de Développement Durable (ODD) 13 (action climatique) et 14 (vie aquatique). La protection de ces écosystèmes s'avère cruciale pour préserver leur capacité de stockage et renforcer la résilience climatique de Madagascar.

Mots-clés : Carbone bleu, herbiers marins, atténuation climatique, sédiments, baie de Ranobe,

Abstract

Seagrass meadows play a vital role as blue carbon ecosystems, yet their carbon storage potential remains understudied in Madagascar. This research investigates organic, inorganic, and total carbon stocks in seagrass sediments from Ranobe Bay, southwestern Madagascar, to address critical data gaps and support evidence-based conservation strategies. Sediment cores were collected from two tidal sites in Ranobe Bay, Southwestern Madagascar: a deeper site (S1, >2.5 m depth) and a shallower site (S2, <0.5 m depth) at low spring tide. After sectioning, drying, and labeling, samples were analyzed in the lab. Organic matter content was determined by combustion (450°C). For inorganic carbon quantification, a subset was acid-treated. Both acidified and untreated samples were analyzed using an elemental analyzer to measure organic and inorganic carbon. Both sites (S1) and (S2) revealed significant differences in carbon storage. The inorganic carbon concentration at S1 averaged 10.42% (± 0.31), significantly higher ($p < 0.0001$) than at S2 (3.68% ± 0.49). In terms of stocks, S1 stored 141.58 ± 24.87 Mg C_{inorg}.ha⁻¹, almost double that of S2 (67.28 ± 13.83 Mg C_{inorg}.ha⁻¹). Similarly, organic carbon concentrations were higher at S1 (1.44% ± 0.25) compared to S2 (0.51% ± 0.12), with total stocks of 19.41 ± 2.33 Mg C_{org}.ha⁻¹ and 10.02 ± 3.58 Mg C_{org}.ha⁻¹, respectively for (S1) and (S2). Depth profiles revealed key differences: S1 maintained stable inorganic carbon (~10.3-10.5%) throughout, while S2 declined with depth. Organic carbon dropped significantly below 30 cm at S2 ($p=0.024$). Inorganic carbon varied by site ($p<0.001$); organic carbon correlated with bulk density, moisture, and organic matter (all $p<0.05$). These findings underscore the substantial carbon sequestration capacity of Ranobe Bay's seagrass meadows, which store quantities comparable to global averages. By quantifying carbon stocks and identifying key environmental drivers, this work supports the integration of seagrass conservation into national climate policies, aligned with Sustainable Development Goals (SDGs) 13 (Climate Action) and 14 (Life Below Water). Protecting these ecosystems is essential for maintaining their carbon storage potential and enhancing Madagascar's resilience to climate change.

Keywords: Blue carbon, seagrass, climate mitigation, sediment, Ranobe Bay, Madagascar.

5.1. Introduction

The southern region of Madagascar is currently experiencing the adverse effects of climate change, making it one of the hottest and driest areas in the country. The current cycle is characterized by 3 to 4 years of drought and one year of abundant rainfall, which is different from the usual climate pattern characterized by the 3 or 4 years of abundant rainfall followed by a year of drought (Broudic & Razafindrianilana, 2020). This situation can be attributed to the increasing concentration of greenhouse gases globally, driven by the excessive use of fossil fuels and environmental degradation; resulting in the intensification of heat, drought, and other phenomena (Nellemann et al., 2009).

Forest ecosystems play a crucial role in maintaining the balance and the sustainability of the biosphere by sequestering carbon in the atmosphere (Pan et al., 2011; Borum et al., 2016), known as green. Green carbon is the carbon sequestered and stored by the terrestrial forest ecosystems, while blue carbon refers to the carbon sequestered and stored by marine and coastal ecosystems, primarily mangroves, seagrass meadows, and salt marshes, which play a vital role in long-term carbon storage. These ecosystems act as significant carbon sinks, capturing atmospheric CO₂ through photosynthesis and storing it in both their biomass and sediment over extended periods (Mcleod et al., 2011). Their high sequestration potential and long-term carbon burial capacity make them crucial in global climate regulation and coastal ecosystem sustainability. Seagrasses are key component of the blue carbon ecosystems, playing vital role in mitigating the effects of climate changes due to their capacity to sequester carbon and store atmospheric carbon (Duarte et al., 2013). However, due to their inadequate consideration in management and policy, this critical ecosystem faces a high risks of degradation and even disappearance, along with, the lack of data on their coverage and carbon accumulation further exacerbates this issue (Duarte et al., 2011; Fourqurean et al., 2012 ; Mcleod et al., 2011).

Madagascar harbors one of the largest seagrass beds in the Western Indian Ocean (Gullström et al., 2002), which extend from the northwest to the southwest coast of the country (Hantanirina & Benbow, 2013). As per the findings of Murray et al., 2021, seagrass meadows extend even further than coral reefs, spanning an estimated 3,000 km² in Malagasy coastal waters, or over 2,000 ha in the southwest region. Seagrass bed constitutes a key area for fishing and gleaning as well as and for farming seaweed and sea cucumber for the local people (Rakotonjanahary et al., 2024). However, despite its importance, Madagascar's seagrass bed are considered among the least known, protected, and managed areas (Murray et al., 2021; Liberatus et al., 2016), primarily due to the lack of data (Bland et al., 2016). This lack of data and system of management are confirmed by Githaiga et al., 2017, as the efforts on conservation and

management of these habitats have been limited, particularly in the southwest region of Madagascar (Rakotonjanahary et al., 2024). These gaps, including the lack of data and decision-making tools, have led to the absence of a clear strategy and governance system. As a result, this vital habitat faces degradation and the risk of being lost, despite its ecological importance. This study aims to contribute to the sustainable management of seagrass ecosystems by enhancing knowledge of their carbon storage capacity. Specifically, it seeks to evaluate the carbon stocks in seagrass sediments and characterize the origin of the sequestered carbon.

5.2. Materials and Methods

5.2.1. Study area: Seagrass variables and sediment variables

The research was conducted in the Bay of Ranobe, southwestern Madagascar, between 43°30' E, 23°00' S and 43°38' E, 23°18' S (Figure 1). The bay is delimited by the Manombo River in the north and the Fiherena River in the south, which both discharge into the Mozambique Channel. The seagrasses near Andrevo village in Ranobe Bay were selected for their dense vegetation cover and limited exposure to anthropogenic pressures, owing to their distance from urbanization, tourist infrastructure, and the port. The bay of Ranobe is harboring about 9 seagrass species: *Cymodocea serrulata*, *Cymodocea rotundata*, *Halophila stipulacea*, *Halophila ovalis*, *Halodule wrightii*, *Halodule uninervis*, *Syringodium isoetifolium*, *Thalassodendron ciliatum*, *Thalassia hemprichii*. The area covered by seagrass in the Bay of Ranobe is estimated 4526 Ha. Local activities are confined to artisanal fishing and village-based aquaculture (seaweed and sea cucumbers), which minimize disturbances. Seagrass meadows are not restricted to shallow coastal areas but also extend into deeper lagoon zones. The study includes both shallow and deep sites to capture the variability in carbon stocks. Seagrass in shallow and deep areas may differ significantly in terms of biomass, density, and carbon sequestration capacity. Two distinct sites with different ecological characteristics were selected for this study. These include seagrasses in deeper site with 2.5 meters depth during low spring tide (LST) located in the lagoon, is predominantly dominated by *T. ciliatum* and the seagrasses in the shallow site near the coast and exposed during LST, consists of seagrass beds less than 0.5 meters deep and supports multiple species, including *Cymodocea serrulata*, *C. rotundata*, *T. ciliatum*, *Halodule uninervis*, *Syringodium isoetifolium*, and *Thalassia hemprichii*. Additionally, *Halophila ovalis* was observed in some areas near the Shallow site (Rakotonjanahary et al., 2024). By measuring both site types, we can more accurately extrapolate data and obtain a representative estimate of the bay's total carbon stock. This

comparative approach is crucial for a comprehensive understanding of carbon dynamics in the region's seagrass ecosystems.

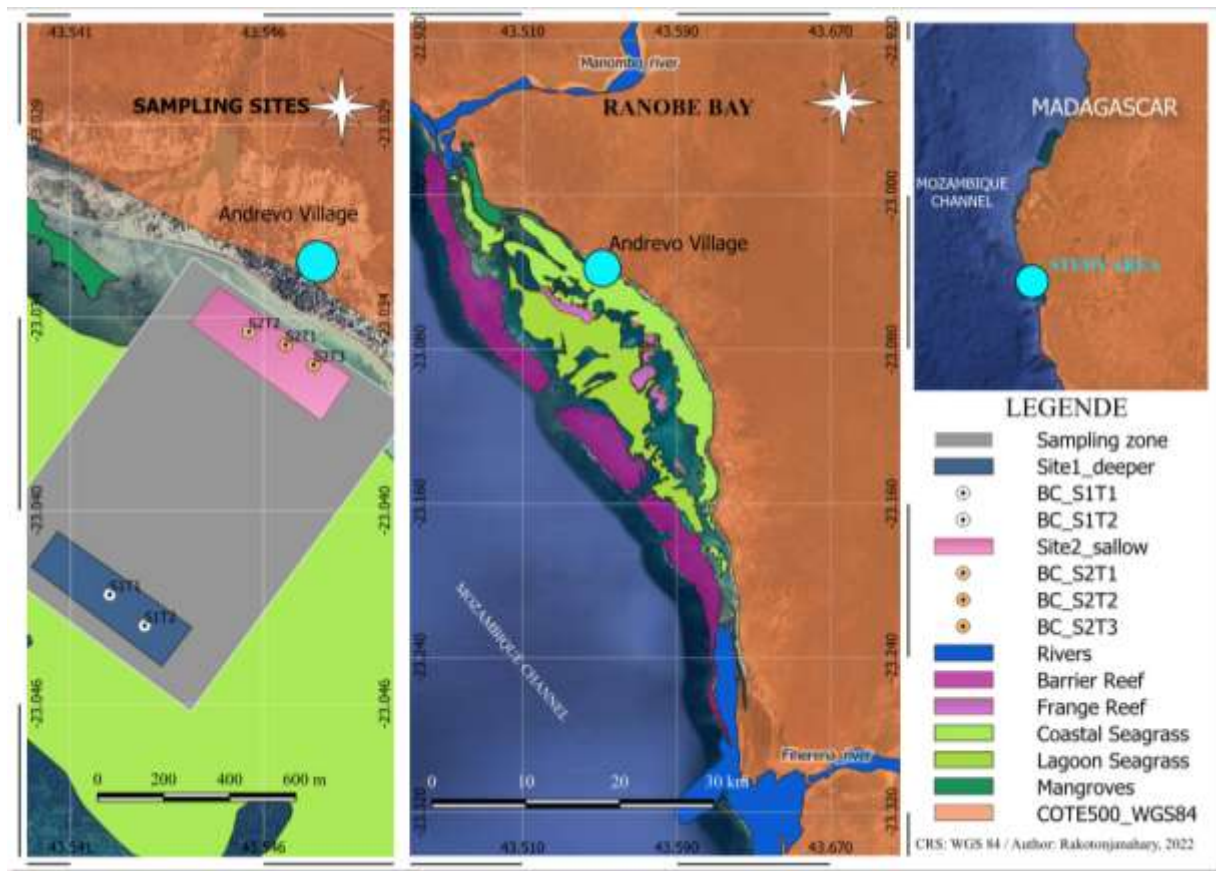


Figure V.1: Study area: (a) Madagascar in the Mozambique channel, (b) the bay of Ranobe and (c) The sites at Andrevo village's seagrass.

5.2.2. Sampling Design

Sediment core sampling following was conducted between December 2021 and March 2022 at two distinct study sites: a deeper site (Site 1) and a shallow site. Sampling at the deeper site was performed using scuba diving during low tide, while the shallow site was accessed on foot at low tide. To ensure systematic and representative sampling, 150-meter transects were established perpendicular to the shoreline at both sites, with transects spaced 100 meters apart. Along each transect, sediment cores were collected at 50-meter intervals.

Sediment samples were collected using a PVC corer with an internal diameter of 5.3 cm and a length of 90 cm. The corer was gently hammered and rotated into the sediment to minimize disturbance and maintain sample integrity. A total of 18 cores were collected across the two sites, with 9 cores obtained from each site. Immediately after extraction, the bottom end of each core was sealed with tape to prevent sample loss or contamination. The cores were then stored

at a maximum temperature of 4°C for approximately 24 hours prior to laboratory preparation and analysis (Nemoto, 2013).

To account for potential compaction during sampling, compaction analysis was conducted by measuring the difference in sediment surface elevation inside and outside the core. The core lengths were subsequently corrected for compaction errors to ensure accurate data representation and avoid biased results. This approach, combined with the quadrat-based (50cm x 50cm) assessments of seagrass cover and sediment granulometry. For the granulometry, sample taken from the quadrat were sieved through a series of different mesh sizes: 2 mm, 1 mm, 500 µm, 250 µm and 63 µm) using wet sieving method. The size classifications are as following: Gravel (2mm-2cm), coarse sand (1mm-2 mm), fine sands (63µm-1mm), and mud (<63µm).

5.2.3. Sample Preparation and Laboratory Analysis

The cores were opened longitudinally using an electric saw and sliced into sections every 2 cm thick for the first 20 cm, and every 4 cm for the remaining parts of each core. This cutting method was employed to facilitate subsampling and adhere to the established protocol by (Gullström et al., 2018 ; Rahmawati et al., 2019). The sliced samples were then labeled, weighed, and recorded for fresh weight before drying. Corrections for compaction were made to obtain the true depth of each sediment section, which is essential for restoring accurate depths and ensuring the precision of subsequent analyses of soil or sediment properties.

The samples were dried at 60°C until they reached a constant weight to measure the dry weight (Howard et al., 2014). After drying, the samples were separated from debris such as leaves, roots, and shells. Subsamples were then taken for analysis, following appropriate scientific protocols. Since the organic carbon in the upper layers is more fragile and more likely to be eroded if the seagrass is destroyed, we focused on the importance of seagrass in the upper layers, down to a depth of 50 cm.

5.2.3.1. Determination of Sediment Characteristics

The Loss-on-Ignition (LOI) method was used to measure organic matter by grinding and burning the samples. For each core, 1 g subsamples were collected using a precision scale. These subsamples were then placed in a furnace at 450°C for 4 hours (Kendrick and Lavery, 2001). The carbon (C) and nitrogen (N) content, as well as the stable carbon isotope composition (hereafter denoted as $\delta^{13}\text{C}$) of the sediments, were measured using an isotope ratio mass spectrometer (Precision, Elementar UK, United Kingdom) coupled to an elemental

analyser (MicroVario, Elementar, Germany). The stable isotope composition of organic carbon is used to characterize the origin of the organic matter.

For inorganic carbon analysis, 1–2 mg subsamples were precisely weighed and acidified with 4% HCl to remove inorganic carbon in the form of carbonates (CaCO₃) (Mortlock and Froelich, 1989). After 12 hours of acid treatment, the samples were washed with Milli-Q water and centrifuged at 3400 rpm for 5 minutes. The supernatant containing acid residues was meticulously removed using a pipette to prevent re-suspension (Coplen et al., 2006), replaced with deionized water, and recentrifuged for rinsing. The supernatant was discarded, and this rinsing process was repeated twice. The residual samples were then dried at 60°C for 24 hours and re-weighed. The difference in mass before and after acidification provides an estimate of the carbonate content in the samples. The samples were then encapsulated for measurement of %C and stable carbon isotope composition ($\delta^{13}\text{C}$) using a continuous flow system consisting of a Delta V Plus mass spectrometer connected to a Thermo Flush 1112 via Conflo IV (Thermo-Finnigan/Germany) (Skrzypek and Paul, 2006) at the Laboratory of Trophic and Isotopic Ecology, UR FOCUS, University of Liège.

For total carbon analysis, 9–11 mg of non-acidified subsamples were weighed into tin cups, and 1–2 mg of acidified subsamples were used for organic carbon analysis. At the end of the process, the percentages of inorganic carbon, organic carbon, and total carbon were calculated based on the initial weight of the samples.

5.2.4. Data treatment and statistical analysis

5.2.4.1. Carbon stock calculation

To assess the variability of total carbon storage in seagrass sediments at the two study sites, several calculations were performed through the following formula (table:1). We adopted the approach taken by (Fourqurean et al., 2012) for calculating the organic carbon, recommended by (Serrano et al., 2023) when samples have high carbonate content, by applying a known proportion of C in seagrass soil to the mass lost from LOI.

Table V-1: Formula applied for parameters calculation

| Parameters | Formula |
|-----------------------------------|--|
| Compaction Correction Factor | The initial depths of the core sections, measured after coring, do not reflect the actual depths due to the compaction induced by the sampling process. Compaction Factor = Length sample (cm) / Depth intended (cm) |
| Dry Bulk Density (DBD) | Calculated by dividing the compressed Dry Weight by the sample Fresh Volume (cm ³) (Fourqurean et al., 2014). DBD (g/cm ³) = Dry Massy (g) / Original Volume (cm ³) |
| Organic Matter (% OM) | OM (%) = (Dry Mass before combustion (g) – Dry Mass combusted (g)) / Dry Mass (g) × 100 |
| Sediment Inorganic carbon % | By subtracting inorganic carbon from the total carbon from elemental analysis. C _{inorg} = ((Total carbon ea / 100) - (Organic carbon ea/100))*100 |
| Sediment Organic carbon % | Calculating C from the elemental analysis of acidified and untreated samples: % C _{org} = 0.40 * % LOI – 0.21 |
| Sediment Organic Carbon Density | Sediment Carbon Density (g C/cm ³) = DBD (g/cm ³) × (% OrgC / 100) |
| Sediment Inorganic Carbon Density | Sediment Carbon Density (g C/cm ³) = DBD (g/cm ³) × (% InorgC / 100) |
| Sediment Total Carbon Density | Sediment Carbon Density (g C/cm ³) = DBD (g/cm ³) × (% TotC / 100) |
| Carbon Stocks Standardization | Following this, the total sediment carbon stocks were calculated and expressed in standard units (Mg C/Ha) using established conversion factors. Carbon Stocks (Mg C/ha) = Carbon core (g / cm ²) × Conversion Factor (1 Mg/1,000,000 g) * (100,000,000 cm ² /1 hectare) |
| Carbone per core | The total amount of carbon per core was then derived by summing the carbon values for all sections of the core |

To ensure comparability across sites, sediment carbon stocks were standardized based on the top 30cm thick deposits. Comparisons of sediment carbon stocks were then made between the two sites, accounting for environmental parameters such as depth and bottom substrate type. Additionally, distinctions were drawn between core depths of 0–30 cm and those exceeding 30 cm to evaluate differences across sediment layers at both sites.

5.2.4.2. Data analysis

The dataset was divided into two distinct groups: deeper site and shallow site. To determine the appropriate statistical methods for analysis, the distribution of variables within each group was assessed for normality using the Kolmogorov-Smirnov test (for $n < 50$) and the Anderson-Darling test (for $n > 50$), as well as for homogeneity of variances using the Levene test. When any of these tests yielded a p -value < 0.05 , indicating a deviation from normality, a square root transformation was applied to the variable. If normality was still not achieved, non-parametric methods were employed.

Comparative analysis between the deeper site and shallow site groups was conducted using the Kruskal-Wallis test. This test was chosen for its suitability in detecting differences between distributions in non-normally distributed data. Results were based on data ranks, medians, and p -values, enabling the identification of significant differences in parameters such as organic matter, nitrogen, and organic, inorganic, and total carbon contents.

A generalized linear model (GLM) was used to examine the relationships between a main variable (organic carbon concentration) and several explanatory variables, including density, moisture, nitrogen content, and depth. Missing data were excluded before analysis. Model significance was assessed using p -values and the Akaike Information Criterion (AIC) to select the best model. Estimated coefficients were provided with their confidence intervals to better understand the effect of each variable.

Multicollinearity among variables was checked using the variance inflation factor (VIF), and assumptions of normality and homogeneity were tested. If necessary, data transformations were performed to meet the model's requirements. In cases where assumptions were violated, alternative distributions, such as the Gamma family, were used. Finally, to ensure model robustness, residuals and influential points that could distort the results were examined.

5.3. Results

5.3.1. Characteristics of the area of study

The characteristics of the substrate at each site (deeper and shallow) are described as follows. Both sites are sandy, and the deeper site (S1) is predominantly composed of 72% fine sand, 17% coarse sand, 9% gravel, and 2% mud. In contrast, the shallow site (S2) consists of 93% fine sand, 3% mud, 3% gravel, and only 1% coarse sand.

The two sites also differ in species composition. S1 is dominated by *Thalassodendron ciliatum*, with an almost 100% coverage. In S2, five species were recorded, three of which—*T. ciliatum*, *T. hemprichii*, and *Halodule uninervis*—had a coverage rate ranging from 0 to 50%. *Halophila ovalis* and *Cymodocea serrulata* were recorded less frequently, with a low coverage rate of 0 to 20%. Additionally, we occasionally observed *Syringodium isoetifolium*, *Halodule wrightii*, and *Cymodocea rotundata*, but their coverage remained below 10%.

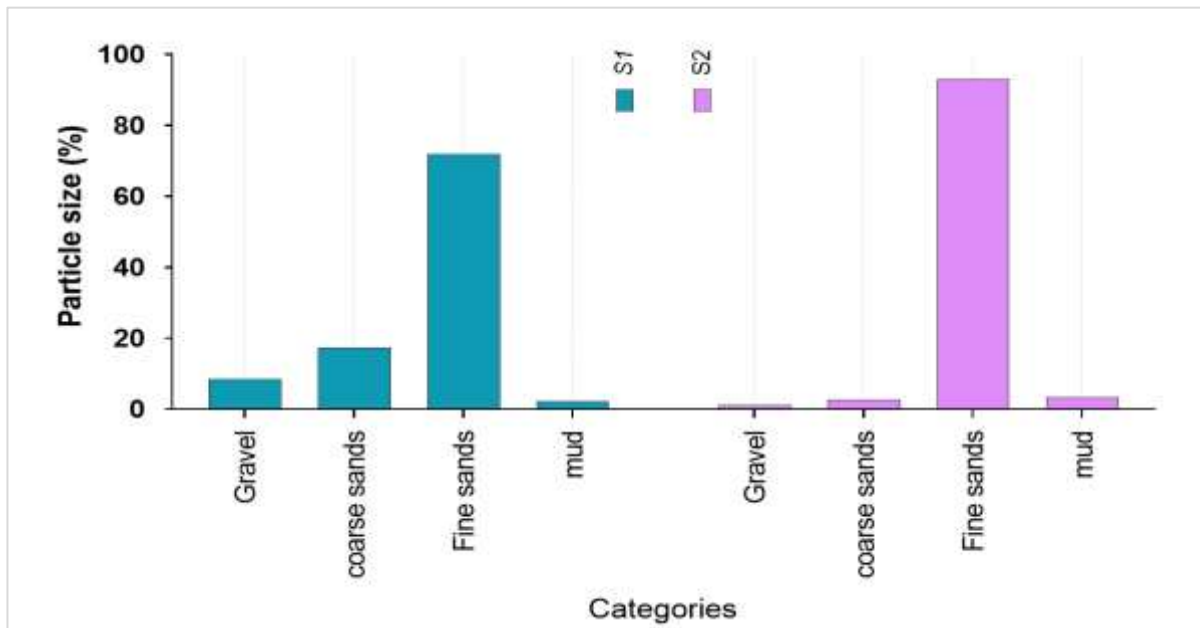


Figure V.2: Granulometry characteristics of the two sites deeper and shallow

5.3.2. Characteristics of the cores

5.3.2.1. Core's compaction, dry bulk density (DBD) and Moisture rate.

The analysis of the corrected depths of the sediment cores highlights the effects of compaction on the cores from S1 and S2. The mean depths of each section, after applying corrections for compaction factors, are presented in Figure 3.2a. For instance, at S1, the section initially at a depth of 2 cm corresponds to a corrected depth of 4.29 ± 1.03 cm, while the section initially at 46 cm is adjusted to 70.61 ± 2.58 cm after applying the compaction correction. Similarly, for S2, the initial depth of 2 cm is corrected to 4.13 ± 0.51 cm, and the section at 46 cm is corrected

to 72.33 cm. The section at an initial depth of 10 cm is actually located at 21.44 ± 5.14 cm for S1 and 20.64 ± 2.56 cm for S2.

The Dry Bulk Density (DBD) ranges from 0.5 to 1 g.cm⁻³ at S1 and from 0.5 to 1.3 g.cm⁻³ at S2 (Figure 3.2b). Statistical analysis reveals a significantly higher mean DBD at S1 (0.99 ± 0.17 g.cm⁻³, $p = 0.0018$) compared to S2 (0.75 ± 0.13 g.cm⁻³). In the top 30 cm of the core, the mean DBD is 0.727 ± 0.082 g.cm⁻³ at S1 and 0.923 ± 0.115 g.cm⁻³ at S2. Beyond 30 cm, the mean DBD is slightly higher at S1 (0.769 ± 0.155 g.cm⁻³), whereas at S2, it increases to 1.007 ± 0.186 g.cm⁻³. Overall, DBD is significantly higher in the upper 30 cm of shallow sites compared to deeper layers ($p < 0.05$).

Moisture content at S1 ranges from 22.07% to 27.39%, generally higher than at S2, which varies between 18.22% and 23.03% (Figure 3.2c). The mean moisture content in S1 ($24.61\% \pm 1.40\%$) is significantly higher than in S2 ($19.50\% \pm 1.16\%$), indicating that S1 is overall more humid. In both sites, the average moisture content increases slightly with depth. In S1, it rises from 24.48% in the upper 30 cm to 24.71% beyond 30 cm, while in S2, it increases from 19.22% to 19.59%. Thus, moisture content is generally higher in deeper layers, although the difference remains modes.

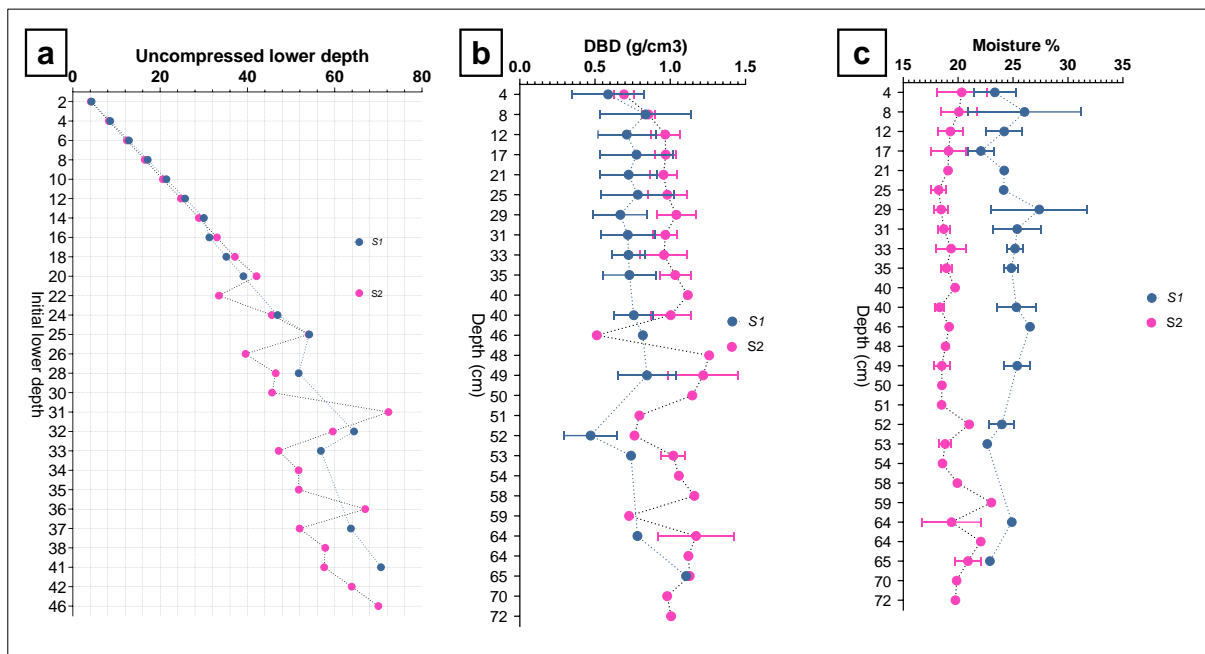


Figure V.3: Characteristics of cores: (a) compaction factor correction (cm), (b) dry bulk density (g cm⁻³); and (c) Moisture (%).

5.3.2.2. Nitrogen, Organic matter(%) and Carbon isotopic ratio $\delta^{13}\text{C}_{\text{OrgC}}$

Nitrogen content in sediments differs significantly between the deeper and shallow sites ($p < 0.0001$). The deeper site (S1) exhibits higher average concentrations ($0.0835\% \pm 0.0182$) compared to S2 ($0.0293\% \pm 0.0063$) (Figure 3.2a). In S1, nitrogen concentrations are higher in the top 30 cm (0.0916%) than in deeper layers below 30 cm (0.0719%), whereas in the shallow site (S2), concentrations remain stable ($\sim 0.029\%$) regardless of depth.

Organic matter (OM) concentrations also vary significantly between S1 and S2. S1 exhibits a higher OM content (mean: $3.8228\% \pm 0.5641$) compared to S2 (mean: $1.6750\% \pm 0.2750$). In S1, OM concentrations increase with depth (Figure 3.2b), reaching 3.6124% in the top 30 cm and 3.9702% below 30 cm, with greater variability (± 0.6373). In contrast, S2 shows lower and more stable concentrations, with a slight decrease at depth: 2.0400% in the top 30 cm and 1.5473% below 30 cm, with low variability (± 0.1862).

For the isotopic analyses of $\delta^{13}\text{C}$, our results reveal significant differences between S1 and S2. The deeper site (S1) exhibits higher average values ($-15.0863\text{‰} \pm 1.9155$) compared to S2 ($-18.3871\text{‰} \pm 1.5215$) (Figure 3.2c). In the upper layers (top 30 cm), the $\delta^{13}\text{C}$ value at S1 is -14.8626‰ , whereas at S2, it is -19.5503‰ . Beyond 30 cm depth, $\delta^{13}\text{C}$ values remain higher in S1 ($-15.2603\text{‰} \pm 2.4136$), while S2 maintains more stable values ($-17.7085\text{‰} \pm 1.5328$).

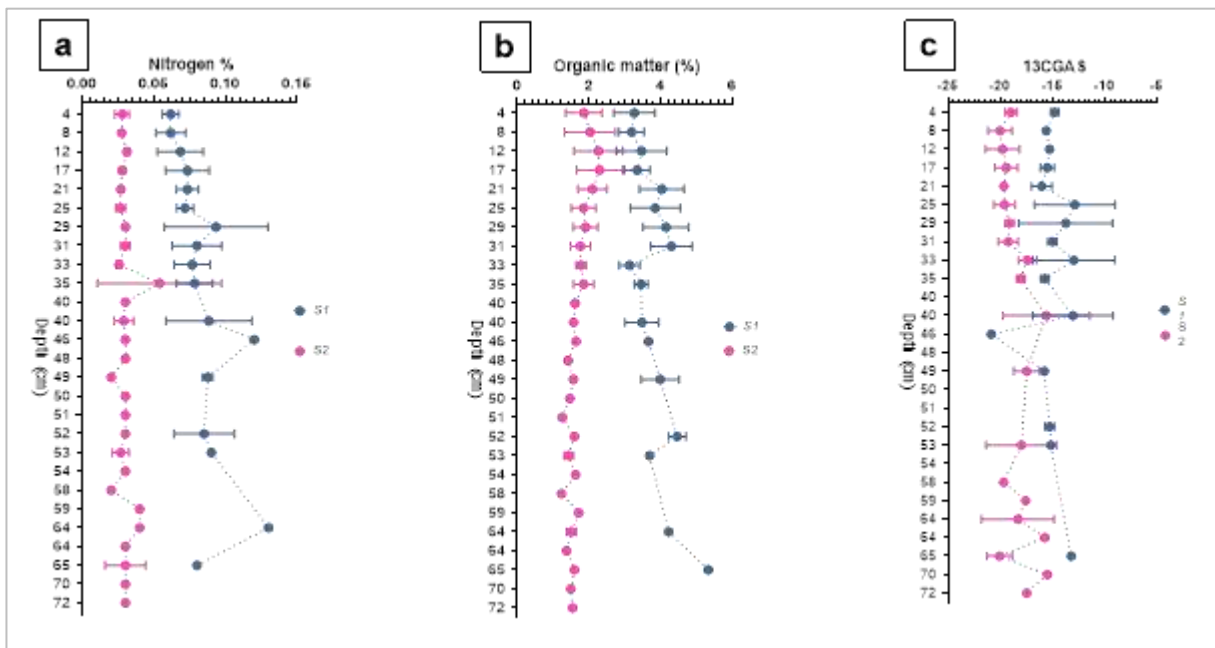


Figure V.4: Characteristics of cores: (a) Nitrogen (%), (b) Organic matter (%) and (c) ^{13}C Gas

5.3.2.3. Carbon content

The inorganic carbon concentrations differ significantly ($p < 0.0001$) between S1 and S2. In S1, values range from 10.04% to 11.12%, with an overall mean of $10.42\% \pm 0.31$. In contrast, S2 exhibits lower inorganic carbon concentrations, ranging from 2.23% to 4.40%, with an overall mean of $3.68\% \pm 0.49$ (Figure 3.4a). Depth analysis shows relative stability in S1, with inorganic carbon concentrations of $10.28\% \pm 0.21$ in the top 30 cm and $10.52\% \pm 0.34$ below 30 cm. In S2, concentrations are more variable and slightly decrease with depth, from $3.74\% \pm 0.23$ in the top 30 cm to $3.66\% \pm 0.56$ below 30 cm.

Results show that organic carbon concentrations also differ significantly between S1 and S2 ($p < 2.2e-16$). In S1, values range from 1.135% to 2.084%, with a mean of $1.437\% \pm 0.245$. In S2, concentrations are lower, ranging from 0.320% to 0.775%, with a mean of $0.510\% \pm 0.118$ (Figure 3.4b). Depth analysis reveals that in S1, the mean organic carbon concentration is $1.351\% \pm 0.181$ in the top 30 cm and slightly increases to $1.497\% \pm 0.275$ below 30 cm, though this difference is not statistically significant ($p = 0.4963$). In contrast, in S2, a statistically significant difference is observed ($p = 0.0242$), with concentrations declining from $0.667\% \pm 0.079$ in the top 30 cm to $0.455\% \pm 0.069$ below 30 cm.

Total carbon concentrations also differ significantly ($p < 2.2e-16$) between the deeper site (S1) and the shallow site (S2). In S1, values range from 10.495% to 11.300%, with an overall mean of $10.829\% \pm 0.188$. In S2, concentrations are lower, ranging from 3.350% to 4.840%, with an overall mean of $4.105\% \pm 0.334$ (Figure 3.4c). Depth analysis shows stable concentrations in S1, with $10.801\% \pm 0.081$ in the top 30 cm, increasing slightly to $10.849\% \pm 0.239$ below 30 cm. In contrast, S2 exhibits greater variability and a slight increase with depth, from $4.068\% \pm 0.181$ in the top 30 cm to $4.118\% \pm 0.376$ below 30 cm.

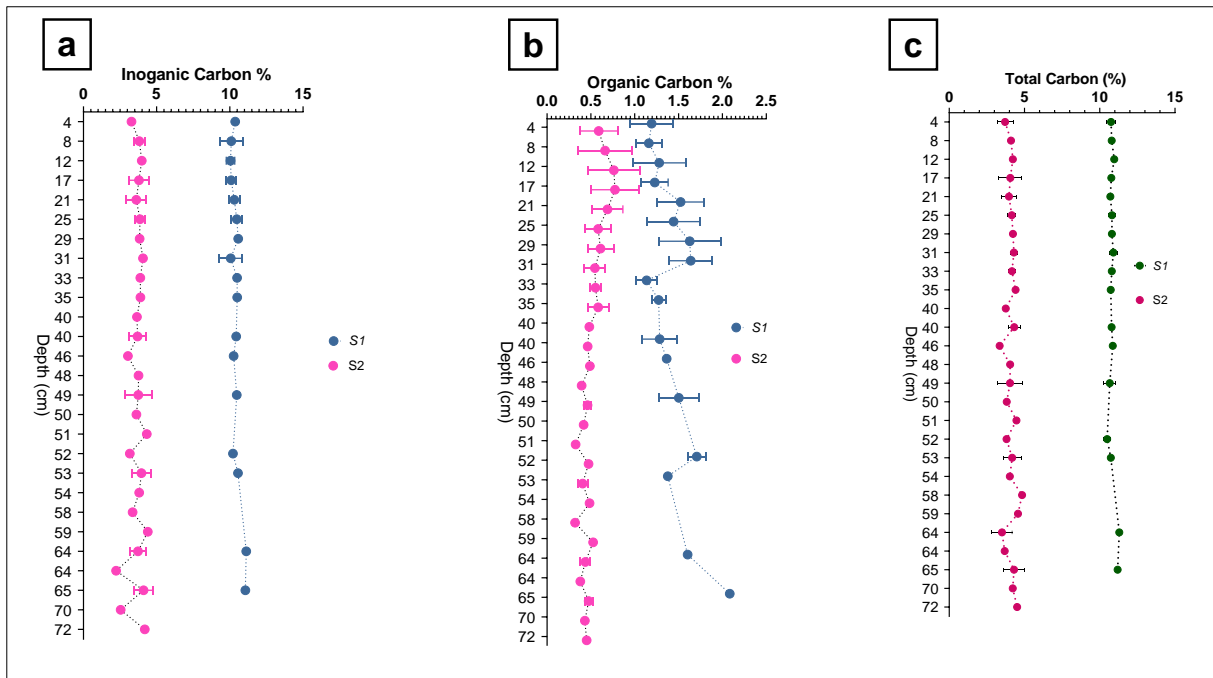


Figure V.5: Carbon content (%): (a) inorganic carbon, (b) organic carbon and (c) Total carbon

5.3.2.4. Carbon stored in the area

At the surface scale, Site (S1) exhibits an average inorganic carbon concentration of $10.335 \pm 0.267 \text{ Mg Ha}^{-1}$, which is substantially higher than that of Site (S2) ($3.691 \pm 0.331 \text{ Mg Ha}^{-1}$). Within the top 30 cm, inorganic carbon stocks at (S1) reach $71.956 \pm 1.998 \text{ Mg Ha}^{-1}$, approximately 2.7 times higher than those at (S2) ($26.190 \pm 2.272 \text{ Mg Ha}^{-1}$). However, at depths beyond 30 cm, (S1) containing $69.620 \pm 23.125 \text{ Mg Ha}^{-1}$, compared to $41.092 \pm 14.804 \text{ Mg Ha}^{-1}$ at (S2). Considering the entire sediment core down to 72 cm, the total inorganic carbon stock remains significantly higher at (S1) ($141.576 \pm 24.870 \text{ Mg Ha}^{-1}$) than at (S2) ($67.282 \pm 13.830 \text{ Mg Ha}^{-1}$).

Regarding organic carbon stocks, on average, S1 holds $1.425 \pm 0.077 \text{ Mg Ha}^{-1}$. when at (S2) we recorded $0.536 \pm 0.077 \text{ Mg Ha}^{-1}$. . In the upper 30 cm, organic carbon stocks reach $9.790 \pm 1.196 \text{ Mg Ha}^{-1}$. at S1, whereas S2 contains only $4.669 \pm 1.507 \text{ Mg Ha}^{-1}$. Beyond 30 cm, (S1) storing $9.615 \pm 3.294 \text{ Mg Ha}^{-1}$, compared to $5.346 \pm 2.092 \text{ Mg Ha}^{-1}$ at (S2.) When considering the entire sediment column (0–72 cm), the total organic carbon stock at (S1) is $19.405 \pm 2.326 \text{ Mg Ha}^{-1}$, and at (S2), it is $10.016 \pm 3.580 \text{ Mg Ha}^{-1}$.

For total carbon stocks, the average concentration at (S1) is $10.804 \pm 0.084 \text{ Mg Ha}^{-1}$, while at (S2) is $4.077 \pm 0.370 \text{ Mg Ha}^{-1}$. Within the top 30 cm, total carbon storage reaches $75.608 \pm$

0.562 Mg Ha⁻¹ at (S1), and at (S2), it is 28.477 ± 1.994 Mg Ha⁻¹. At depths beyond 30 cm, total carbon remains greater at (S1) 72.038 ± 22.986 Mg Ha⁻¹ compared to (S2) 46.002 ± 17.386 Mg Ha⁻¹. Overall, considering the entire core from 0 to 72 cm depth, (S1) exhibits a total carbon stock of 147.647 ± 22.479 Mg Ha⁻¹, nearly twice that of (S2) 74.478 ± 16.569 Mg Ha⁻¹.

5.3.2.5. *General Linear Model (GLM)*

The characteristics of the **study sites** significantly influence inorganic carbon concentrations ($p < 2e-16$). Additionally, organic matter content exhibits a marginally significant effect ($p = 0.0863$) on inorganic carbon concentration. However, other variables, including bulk density, moisture content, nitrogen content, depth, and $\delta^{13}\text{C}$ values, do not significantly affect inorganic carbon concentrations in the seagrass sediment of Ranobe Bay ($p > 0.05$).

Regarding organic carbon, bulk density (DBD) has a strong positive effect ($p < 2e-16$) on organic carbon concentrations. Conversely, moisture content exerts a negative effect ($p = 0.0351$) on organic carbon concentrations across both sites. Organic matter content is strongly correlated with variations in organic carbon concentration ($p < 2e-16$). Additionally, site differences contribute weakly but significantly to variations in organic carbon concentrations ($p = 6.62e-09$). In contrast, nitrogen content ($p = 0.6075$), depth ($p = 0.3308$), and $\delta^{13}\text{C}$ values ($p = 0.4464$) do not exhibit significant effects on organic carbon concentration variations in the sediment.

For total carbon, $\delta^{13}\text{C}$ variation has a strong effect on total carbon concentration ($p = 0.0158$). Similarly, organic matter content variation significantly influences total carbon concentrations ($p = 0.0016$). Furthermore, site characteristics, particularly at S2, have a highly pronounced effect ($p < 2e-16$). However, moisture content and bulk density show no significant influence on total carbon concentrations ($p > 0.05$).

5.4. Discussion

5.4.1. Blue carbon in the Bay of Ranobe

Our study reveals significant differences in carbon stocks between the deeper site (S1) and the shallow site (S2), highlighting the influence of environmental conditions on carbon sequestration and storage in seagrass sediments in Ranobe Bay. Carbon concentrations are markedly higher in S1, emphasizing the crucial role of deep seagrass meadows in carbon accumulation. This pattern is likely driven by multiple factors, including hydrodynamic conditions, organic matter deposition, and reduced sediment disturbance (Gullström et al., 2018). Additionally, seagrass species composition and diversity also influence carbon storage, as some species exhibit higher sequestration efficiency than others (Potouroglou et al., 2017). Variations in inorganic carbon concentrations between the sites are consistent with differences in hydrodynamic energy and sedimentation rates. S1, located in a lagoon with a minimum depth of >2.5 m during spring low tide, experiences lower hydrodynamic energy, favoring carbonate precipitation and accumulation (Rahmawati et al., 2019). In contrast, S2, situated near the shore at <0.5 m depth during spring low tide, is more exposed to wave action and tidal currents, leading to greater resuspension and export of fine carbonate particles (Rahmawati et al., 2019). As a result, inorganic carbon stocks are significantly higher at S1 than at S2. Previous studies (Howard et al. 2014 ; Dahl et al. 2016; Gullström et al. 2018) have demonstrated that deeper sediments tend to accumulate more carbonate due to factors such as sedimentation rates, substrate characteristics, and seagrass cover. This redistribution affects long-term carbon storage capacity, influencing organic carbon retention and overall sedimentary carbon dynamics (Moustapha et al., 2021).

Organic carbon dynamics also differ significantly between the two sites. At S1, organic carbon concentrations remain relatively stable with depth, whereas S2 exhibits a marked decline below 30 cm, suggesting that early diagenetic processes such as remineralization and leaching play a greater role in the shallow site. The frequent tidal movements at S2 likely contribute to lower organic matter retention, a trend consistent with findings by Gacia et al., (2002), who reported organic matter concentrations in shallow seagrass sediments ranging between 1% and 4%. In a broader context, organic carbon stocks in Ranobe Bay (10.02–19.41 Mg C ha⁻¹) align with values reported for the Philippines (8.5–25.7 Mg C ha⁻¹; Samper-Villarreal et al., 2016) but are slightly lower than those in some Indo-Pacific sites. This variation may be influenced by differences in sediment composition, seagrass species, and hydrodynamic conditions (Samper-Villarrea et al., 2015). Organic matter tends to accumulate in deeper, more stable zones, as also

observed by Jaffé et al., (2004), who found that areas with minimal physical disturbance experience higher organic matter deposition due to reduced hydrodynamic activity.

A strong correlation between organic carbon and dry bulk density ($p < 2e-16$) suggests that greater sediment compaction at S1 enhances carbon preservation (Burdige, 2007). High compaction restricts sediment porosity, thereby limiting the capacity for further organic carbon deposition (Mateo et al., 2006 ; Lal et al., 2018 ; Duarte et al., 2018). Conversely, the negative relationship between water content and organic carbon concentrations ($p = 0.0351$) suggests that waterlogged conditions at S2 may promote organic matter degradation (Kristensen et al., 2008).

Total carbon trends follow a similar pattern, with S1 storing nearly twice as much total carbon as S2 across the entire sediment profile. Surface sediment carbon (0–30 cm depth) exhibits significant spatial variation, with S1 storing $75.61 \pm 0.56 \text{ Mg C ha}^{-1}$ compared to $28.48 \pm 1.99 \text{ Mg C ha}^{-1}$ at S2. When including the standardized biomass contribution of $2.52 \pm 0.48 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Fourqurean et al., 2012), total carbon stocks increase to $78.13 \pm 0.56 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (S1) and $30.99 \pm 1.99 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (S2). This trend persists through the full sediment profile (0–72 cm depth), where S1 contains $147.65 \pm 22.48 \text{ Mg C ha}^{-1}$ compared to $74.48 \pm 16.57 \text{ Mg C ha}^{-1}$ at S2, reaching $150.17 \text{ Mg C ha}^{-1}$ and $77.00 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectively, when biomass is included. Notably, even at the 0–30 cm depth range, S1's carbon storage surpasses the full-core stocks of S2, illustrating significant spatial heterogeneity in seagrass carbon sequestration within the bay. These findings reinforce the notion that deeper, more stable environments facilitate greater carbon sequestration, whereas shallow, dynamic habitats may act as weaker long-term carbon sinks. The influence of $\delta^{13}\text{C}$ on total carbon concentrations ($p = 0.0158$) confirms that organic matter inputs and microbial transformation processes significantly shape carbon storage patterns. The observed differences between S1 and S2 can be attributed to variations in sediment composition, hydrodynamic exposure, and primary production rates, all of which affect carbon retention efficiency (Mazarrasa et al., 2017). As noted by Howard et al., (2014), environmental stressors can significantly alter seagrass sediment carbon storage, emphasizing the vulnerability of these ecosystems to external pressures.

Despite the observed differences, both sites contribute substantially to the blue carbon potential of Ranobe Bay. Even though S2 exhibits lower carbon storage capacity, its seagrass meadows still play a critical role in sediment stabilization and coastal carbon cycling (Fourqurean et al., 2012). However, their susceptibility to physical disturbances highlights the necessity of conservation efforts that incorporate both deep and shallow seagrass ecosystems to ensure effective carbon management and long-term climate mitigation strategies.

5.4.2. Sources of Organic Matter and Their Contribution to Sediment Organic Carbon in Ranobe Bay

Understanding organic matter (OM) sources in seagrass ecosystems is essential for elucidating biogeochemical cycles and trophic interactions, particularly in the context of blue carbon dynamics (Duarte & Krause-Jensen, 2017). Our $\delta^{13}\text{C}$ analysis of seagrass sediments in Ranobe Bay revealed distinct differences between deeper (S1) and shallower (S2) sites, providing insights into carbon accumulation processes.

The deeper site (S1) exhibits a mean $\delta^{13}\text{C}$ value of -14.77‰ , indicating predominantly marine-derived organic matter. This signature reflects autochthonous production from seagrass detritus and associated epiphytic algae (Fourqurean et al., 2012), with minimal terrestrial influence due to protection by the barrier reef (Gullström et al., 2018). Such marine-dominated systems typically show efficient carbon sequestration due to slower decomposition of seagrass-derived OM (Trevathan-Tackett, 2011). In contrast, the shallower site (S2) shows more depleted $\delta^{13}\text{C}$ values (-18.37‰ mean; range: -20.11‰ to -12.89‰), suggesting significant contributions from terrestrial and mangrove sources. Mangrove-derived OM typically exhibits $\delta^{13}\text{C}$ values of -27‰ to -21‰ due to C_3 photosynthesis pathways (Alongi, 2014; Bouillon et al., 2007), while terrestrial C_3 plants range from -32‰ to -22‰ (Fry, 2006). The broader $\delta^{13}\text{C}$ range at S2 likely results from hydrodynamic transport of allochthonous OM, as observed in other tropical seagrass systems receiving terrestrial inputs (Mateo et al., 2006; Oreska et al., 2018). This mixed OM pool may reduce carbon storage efficiency due to faster remineralization of labile terrestrial compounds (Belshe et al., 2017).

Globally, seagrass $\delta^{13}\text{C}$ values vary with ecosystem connectivity. Comparable mixed signatures (-23.87‰ to -9.66‰) occur in Indonesian systems with strong mangrove influence (McMillan et al., 1980), while marine-dominated Caribbean meadows show enriched values (-11‰ to -8‰ ; Fourqurean et al., 2012). These patterns highlight how local hydrology and landscape position control OM sourcing (Kennedy et al., 2010) and how ecosystem types on the carbon isotopic composition in coastal environments (Fourqurean et al., 2012).

These findings emphasize that protecting offshore meadows (S1) maximizes blue carbon storage, while managing watershed inputs near shallow beds (S2) could enhance sequestration (Macreadie et al., 2021). The spatial variability in OM sources underscores the need for site-specific conservation strategies in Ranobe Bay's seagrass ecosystems.

5.4.3. Contribution of seagrass Beds in Ranobe Bay to Climate Change Mitigation

Seagrass ecosystems are increasingly recognized as significant blue carbon sinks, playing a crucial role in climate change mitigation through carbon sequestration and long-term storage (Duarte et al., 2010). The seagrass beds of Ranobe Bay contribute substantially to this global function by capturing and storing carbon within both their biomass and sediments. The present study quantifies sedimentary carbon stocks within the seagrass meadows of Ranobe Bay, revealing significant blue carbon storage potential. Deeper site (S1) stores significantly more carbon than the shallow site (S2), demonstrating the influence of hydrodynamic conditions, sedimentation rates, and seagrass species composition on carbon retention efficiency (Mazarrasa et al., 2017).

The capacity of seagrass meadows to sequester carbon is attributed to their high primary production rates and efficient sediment trapping abilities (Fourqurean et al., 2012). The deeper meadows in Ranobe Bay, where hydrodynamic energy is lower, provide stable conditions that promote organic and inorganic carbon accumulation (Kennedy et al., 2010). The total carbon stocks in these sediments, reaching up to 150.17 Mg C ha⁻¹ when including biomass contributions, surpass values reported for other tropical seagrass systems (Samper-Villarrea et al., 2015). These findings emphasize that Ranobe Bay's seagrass meadows function as highly effective carbon reservoirs, with the potential to contribute to regional and global carbon offset initiatives. In addition to carbon sequestration, seagrass meadows enhance climate resilience by stabilizing sediments, reducing coastal erosion, and buffering ocean acidification (Howard et al., 2017). The high inorganic carbon content observed in the deeper site (S1) suggests that carbonate sedimentation contributes to long-term carbon storage (Bouillon et al., 2007), a process similar to that observed in Red Sea seagrass beds (Anton et al., 2020). However, despite these benefits, shallow seagrass areas such as S2 remain vulnerable to hydrodynamic disturbances, which can lead to carbon loss through sediment resuspension and erosion (Macreadie et al., 2019).

5.5. Conclusion

This study presents the first assessment of sedimentary blue carbon stocks in Madagascar's seagrass ecosystems, establishing a baseline for future research and conservation efforts. Our findings indicate that the seagrass meadows of Ranobe Bay store between 77.00 and 150.17 Mg C ha⁻¹, with deeper sites (S1) sequestering twice as much carbon as shallow areas (S2), likely due to enhanced hydrodynamic stability and the greater contribution of marine-derived organic matter ($\delta^{13}\text{C}$: -14.77‰). These results underscore the significant influence of depth and sedimentary processes on carbon retention, while highlighting the vulnerability of shallow seagrass meadows to tidal disturbances and remineralization. Given the essential role of deep seagrass beds as carbon sinks, their protection should be prioritized in climate mitigation strategies. We recommend integrating these ecosystems into national carbon policies and developing targeted conservation initiatives. Further research is needed to identify carbon hotspots along Madagascar's coastline, providing critical data for evidence-based decision-making. This study contributes essential insights to support the sustainable management of Madagascar's coastal blue carbon resources and enhance long-term ecosystem resilience.

VI. Chapitre 6: DISCUSSION GENERALE



© Rakotonjanahary 2021

6.1. Les herbiers à phanérogames marines et leur importance

Nous savons tous globalement que les herbiers à phanérogames marines jouent un rôle fondamental dans les écosystèmes côtiers, offrant des services écosystémiques essentiels tels que la protection du littoral, la nurserie pour de nombreuses espèces marines et le stockage du carbone bleu. Et au tout début de ce manuscrit, nous avons évoqué le manque de connaissance sur cet écosystème à Madagascar. Des détails nous sont très cruciaux permettre d'éclairer les stratégies sur la gestion, la conservation des écosystèmes de carbone bleue et les services qu'ils offrent à Madagascar.

Cette étude porte spécifiquement sur les herbiers à phanérogames marines. Elle explore les interactions entre ces écosystèmes et les communautés côtières, analyse leurs principales caractéristiques écologiques, et évalue leur potentiel de séquestration du carbone dans le contexte des changements climatiques. Trois axes majeurs ont été abordés dans ce cadre: (1) les connaissances et perceptions communautaires sur les herbiers marins et leur gestion, (2) la distribution spatiale et la composition spécifique des herbiers dans la baie de Ranobe, et (3) le stockage du carbone organique et inorganique dans les sédiments des herbiers marins en fonction de la profondeur.

6.1.1. Contribution à la compréhension des herbiers à phanérogames marines à Madagascar

Les herbiers à phanérogames marines de la baie de Ranobe apportent une contribution majeure à la compréhension de ces écosystèmes à Madagascar en intégrant trois dimensions essentielles : leur rôle écologique, leur importance socio-économique et leur fonction dans la séquestration du carbone bleu.

Ces écosystèmes multifonctionnels jouent un rôle clé dans la stabilisation des sédiments, la filtration des nutriments et le maintien de la qualité de l'eau, assurant ainsi un équilibre écologique indispensable aux récifs coralliens voisins (Hemminga, Marbà, and Stapel 1999; Camp et al. 2019). De plus, ils constituent des habitats critiques pour de nombreuses espèces marines, servant de zones de nourricerie et de refuge pour des espèces menacées comme la tortue verte (*Chelonia mydas*) (Broderick et al., 2006; Stokes et al., 2019) et les hippocampes (*Hippocampus kuda*, *H. borboniensis*) (Short et al., 2011). L'étude menée dans la baie de Ranobe a révélé que 55 % des communautés locales perçoivent une détérioration des herbiers, principalement attribuée aux méthodes de pêche destructrices (74,8 % des citations), à la pollution et aux activités aquacoles villageoises.

Bien que ces écosystèmes soutiennent des moyens de subsistance essentiels – pêche, aquaculture, transport en pirogue –, ils ne bénéficient d’aucune politique de gestion spécifique, laissant leur protection à des réglementations locales fragmentées comme le Dina. Cette absence de cadre réglementaire dédié met en évidence l’urgence d’une gestion nationale intégrant les savoirs locaux et les données scientifiques (Unsworth et al., 2018).

Les résultats de cette étude mettent en évidence le rôle essentiel des herbiers marins dans la séquestration du carbone, un levier important pour atténuer les effets du changement climatique. Les analyses menées dans la baie de Ranobe montrent que les herbiers situés en zones profondes (>2,5 m) agissent comme de véritables puits de carbone, avec des concentrations en carbone organique et inorganique jusqu’à trois fois plus élevées que dans les zones peu profondes, et des stocks totaux presque doublés. Ces résultats confirment que la profondeur constitue un facteur déterminant dans la capacité de séquestration des herbiers marins, soulignant l’importance de leur prise en compte dans les stratégies nationales de lutte contre le changement climatique à Madagascar.

6.1.2. Les herbiers à phanérogames marines de la Baie de Ranobe : un pilier essentiel des moyens de subsistance sous pressions

Les herbiers marins de la baie de Ranobe jouent un rôle fondamental dans la subsistance des communautés côtières en fournissant des ressources alimentaires et économiques essentielles. Riches en biodiversité, ils abritent une grande variété d’espèces marines, notamment des poissons et des invertébrés, qui constituent des sources de protéines et de revenus pour les pêcheurs locaux (Jackson et al., 2001; Torre-Castro, 2006; Pandelaki et al., 2020). Parmi les ressources les plus exploitées, le bivalve *Anadara antiquata* est particulièrement prisé par les femmes et les enfants pêcheurs, illustrant l’importance des herbiers marins dans la pêche artisanale et l’économie locale (Nagelkerken et al., 2002; Wallner-Hahn et al., 2022)). En effet, ces écosystèmes soutiennent directement les moyens de subsistance à travers la pêche et l’aquaculture, renforçant ainsi la sécurité alimentaire et la stabilité socio-économique des populations côtières (Blandon and zu Ermgassen 2014; Kurniawan et al., 2019)

Cependant, les herbiers marins de la baie de Ranobe subissent des pressions croissantes, notamment à cause des techniques de pêche destructrices telles que la pêche à la senne, qui représente jusqu’à 72 % des revenus des pêcheurs locaux et génère en moyenne 55 kg de captures par sortie (Herinirina et al., 2023). Malgré leur importance économique et écologique, ces écosystèmes ne font l’objet d’aucune politique de gestion spécifique. L’étude, menée auprès de 131 membres de la communauté dans cinq villages côtiers autour de la baie de Ranobe, a

révéle que 55 % des répondants perçoivent une dégradation de l'état des herbiers. Pour 74,8 % d'entre eux, ce déclin est principalement attribué à l'utilisation de méthodes de pêche destructrices.

6.1.3. Contribution à l'atténuation du changement climatique

Parmi les écosystèmes de carbone bleu, marins et côtiers, les herbiers marins de la baie de Ranobe occupent une place importante et apportent des services écologiques inestimables face au changement climatique (Ondiviela et al., 2014).

Dans un premier temps, la présence des herbiers marins dans cette région limite la sédimentation des zones récifales due aux apports des deux fleuves, Fiherena et Mangoky, qui, selon Murray et al., (2021), déversent chaque année des millions de tonnes de matières solides. Les sédiments transportés par ces cours d'eau constituent une menace pour les écosystèmes marins environnants, notamment les récifs coralliens (Nagelkerken et al., 2002). Sans la présence des herbiers marins de la baie de Ranobe, une dégradation accrue des récifs barrières situés à proximité serait hautement probable. Les conséquences en seraient néfastes, avec des pertes de ressources biologiques et des perturbations dans la chaîne alimentaire, impactant ainsi les communautés de pêcheurs (Duarte et al, 2005; Waycott et al. 2009). À leur tour, la dégradation des récifs coralliens pourrait affecter les herbiers marins en augmentant l'exposition aux fortes vagues et en libérant le carbone séquestré dans l'atmosphère.

Dans le chapitre intitulé "Carbon stocks in the seagrass beds of Southwest Madagascar", nos résultats mettent en évidence l'importance environnementale des herbiers marins en matière de changement climatique. Nous avons mesuré les niveaux de carbone organique, inorganique et total séquestrés dans les sédiments des zones concernées. Comme l'ont mentionné Howard et al., (2017), les herbiers marins capturent de grandes quantités de carbone dans leur biomasse, mais surtout dans leurs sédiments, contribuant ainsi à la réduction du CO₂ atmosphérique.

Bien que leur capacité de séquestration soit inférieure à celle des herbiers marins d'autres régions tropicales, les herbiers de la baie de Ranobe, couvrant une superficie totale de 4 526 ha. En rapportant les résultats obtenus à la superficie totale des herbiers dans la baie de Ranobe (4 526 ha), le tableau suivant présente une synthèse des quantités de carbone séquestré par site et par classe de profondeur.

Tableau VI-1: Estimation des carbonnes dans les herbiers à phanérogames marines de la baie de Ranobe

| Deeper site (S1) | Shallow site (S2) |
|------------------|-------------------|
|------------------|-------------------|

| | COrg (MgC) | CIorg (MgC) | CTotal (MgC) | COrg (MgC) | CIorg (MgC) | CTotal (MgC) |
|-----------|-----------------------|------------------------|-------------------------|-----------------------|------------------------|-------------------------|
| Surface | 6 449.55 | 46 776.21 | 48 898.90 | 2 425.94 | 16 705.47 | 18 452.50 |
| Top 30 cm | 44 309.54 | 325 672.86 | 342 201.81 | 21 131.89 | 118 535.94 | 128 886.90 |
| 30 à 72cm | 43 517.49 | 315 100.12 | 326 043.99 | 241 95.99 | 185 982.39 | 208 205.05 |

Ces résultats permettent d’imaginer le potentiel de séquestration offert par les vastes étendues d’herbiers qui s’étendent du nord-ouest au sud-ouest de Madagascar. La perte, même partielle, de ces écosystèmes pourrait entraîner la libération de millions de tonnes de carbone dans l’atmosphère, accentuant le réchauffement climatique. Ces observations rappellent l’importance cruciale de la conservation des herbiers marins pour atténuer les effets du changement climatique, comme le soulignent Duarte et al., (2011).

6.2. Menaces et pressions sur les herbiers à phanérogames de la baie de Ranobe

Depuis près d’une décennie, l’importance des herbiers marins suscite une attention croissante en raison de leurs multiples fonctions, comme mentionné ci-dessus. Les services rendus par cet écosystème offrent de nombreux avantages aux communautés, à la biodiversité et à l’environnement en général. Cependant, l’exploitation excessive de ces services entraîne des pressions et des menaces sur l’écosystème, ce qui réduit la qualité des services qu’il fournit. Ces pressions peuvent être classées comme suit :

6.2.1. Pressions naturelles

Les herbiers marins de la baie de Ranobe subissent diverses pressions, compromettant leur résilience et leur rôle écologique. Nos observations sur site et nos échanges avec les communautés locales ont révélé que ces écosystèmes sont menacés par des facteurs naturels et anthropiques. Les événements climatiques extrêmes, tels que les cyclones tropicaux et les tempêtes, provoquent l’arrachage des herbiers et une fragmentation des prairies sous-marines, réduisant leur capacité de régénération (Arias-Ortiz et al., 2018).

L’élévation du niveau de la mer et l’intensification des vagues aggravent cette situation, entraînant une diminution significative de la couverture des herbiers (Côté-Laurin, 2017). De plus, la hausse des températures marines due au changement climatique affecte directement ces écosystèmes. Lorsque les températures dépassent 30 °C sur des périodes prolongées, le métabolisme des herbiers est perturbé, pouvant entraîner leur blanchissement et leur mortalité,

comme observé dans d'autres régions de l'océan Indien lors de vagues de chaleur marine (Waycott et al., 2009).

L'augmentation de la salinité dans les zones peu profondes, causée par une évaporation accrue liée aux sécheresses, modifie également les conditions de croissance des herbiers et altère leur rôle dans l'équilibre des écosystèmes côtiers.

Par ailleurs, la sédimentation excessive représente une autre menace majeure. Elle résulte principalement de l'érosion des sols en amont, exacerbée par la déforestation pour l'agriculture et la production de charbon.

Cette accumulation de sédiments limite la pénétration de la lumière, réduisant ainsi la photosynthèse indispensable à la croissance des herbiers marins (Waycott et al. 2009). Si des mesures de gestion durable ne sont pas mises en place rapidement, la baie de Ranobe pourrait connaître des déclin similaires, mettant en péril la biodiversité marine et les moyens de subsistance des communautés locales.

6.2.2. Pressions anthropiques

Les herbiers marins de la baie de Ranobe sont également menacés par des pressions anthropiques croissantes, résultant principalement des activités humaines à l'échelle locale et régionale. La déforestation dans les bassins versants alimentant la baie, exacerbée par l'expansion de l'agriculture sur brûlis, entraîne un apport excessif en sédiments, réduisant la pénétration de la lumière et altérant la croissance des herbiers marins (Belshe et al. 2017). Cette situation est particulièrement critique pour les fleuves Mangoky et Fiherena, qui déversent des charges sédimentaires importantes dans la baie de Ranobe. Par ailleurs, l'augmentation des températures marines impacte les herbiers bien que ces effets soient moins visibles que le blanchissement des coraux. La température joue un rôle clé dans le métabolisme des phanérogames marines, et toute instabilité prolongée peut affecter leur croissance et leur survie.

Les pratiques de pêche destructrices et la pollution constituent une autre menace majeure pour ces écosystèmes. Face aux difficultés agricoles engendrées par la sécheresse et la déforestation, certaines communautés se tournent vers la pêche, sans connaissances suffisantes des techniques durables. L'utilisation de filets traînants provoque des dégâts irréversibles sur les herbiers marins, entraînant l'arrachage des rhizomes et la destruction des habitats associés (Newton et al. 2020). Des études récentes ont montré que la pêche à la seine, largement pratiquée dans la baie de Ranobe, représente environ 72 % des revenus des pêcheurs, avec des captures pouvant atteindre 55 kg par sortie (Vieira et al. 2020; Herinirina et al. 2023). Toutefois, cette technique,

souvent utilisée pour la consommation ou la fabrication d'aliments pour animaux, réduit considérablement la capacité de régénération des herbiers marins. En parallèle, la mauvaise gestion des déchets solides, exacerbée par l'augmentation rapide de la population côtière, entraîne une accumulation de plastiques dans les sédiments, bloquant la lumière nécessaire à la photosynthèse et libérant des toxines nuisibles à la biodiversité marine.

L'exploitation croissante des zones côtières accentue également la pression sur ces écosystèmes fragiles. Le développement du tourisme dans la région entraîne des perturbations physiques des prairies sous-marines, notamment par le mouillage des bateaux et les activités récréatives comme la plongée. L'absence de mesures de gestion appropriées aggrave la situation, rendant les herbiers plus vulnérables aux dégradations (Halpern et al., 2008). De plus, les infrastructures de gestion des déchets et des eaux usées étant limitées, les rejets non traités issus des villages et des hôtels environnants entraînent une eutrophisation des eaux, favorisant la prolifération d'algues nuisibles qui étouffent les herbiers et réduisent leur capacité de résilience (Bertelli and Unsworth, 2014).. À l'échelle mondiale, l'urbanisation et l'agriculture intensive sont des menaces reconnues pour les écosystèmes de carbone bleu tels que les mangroves et les herbiers marins, compromettant leurs capacités de séquestration du carbone (Halpern et al., 2008). Bien que Madagascar ne soit pas encore confronté à une industrialisation agricole massive, les tendances actuelles suggèrent que des mesures préventives doivent être mises en place pour éviter une dégradation irréversible des herbiers marins de la baie de Ranobe.

6.3. Pour une gestion durable des écosystèmes de carbone bleu, spécifiquement les herbiers à phanérogames marines à Madagascar

Les herbiers marins, écosystèmes clés de carbone bleu, sont menacés par diverses pressions naturelles et anthropiques. Leur conservation reste sous-estimée par rapport aux récifs coralliens et aux mangroves, alors qu'ils jouent un rôle crucial dans la séquestration du carbone et la biodiversité marine. Inspirer des stratégies de gestion déjà mises en place pour ces écosystèmes permettrait d'adopter des approches adaptées (Ramesh et al. 2018).

Une gestion durable des herbiers repose sur trois axes : la participation communautaire et le renforcement des capacités locales, le développement de cadres politiques adaptés et l'avancement de la recherche scientifique. Une approche intégrée, combinant réglementation, innovation scientifique et engagement citoyen, est essentielle pour assurer la résilience de ces habitats face aux défis climatiques et anthropiques.

6.3.1. Participation communautaire et renforcement des capacités locales pour la gestion des herbiers marins

La gestion durable des herbiers marins à Madagascar repose sur l'implication active des communautés locales. En révélant leur vulnérabilité face aux pressions anthropiques et leur importance écologique et climatique, cette étude souligne la nécessité d'adopter des stratégies de conservation adaptées (Ramesh et al., 2018; Unsworth, 2019),

Les herbiers marins jouent un rôle crucial dans le quotidien des communautés locales en tant qu'habitats et zones d'alimentation pour les poissons, ainsi que pour la culture d'algues et l'élevage d'holothuries, activités économiquement vitales dans la région sud-ouest de Madagascar (Todinanahary et al., 2016). Toutefois, les tensions entre différents usagers des ressources marines, notamment entre pêcheurs artisanaux, aquaculteurs et conservationnistes, fragilisent cette ressource et menacent la sécurité alimentaire de certaines communautés (Pendleton et al., 2012 ; Baker et al., 2015). L'absence de zones d'usage spécifiques et de réglementation claire exacerbe ces conflits (Gough et al., 2020).

Face à ces défis, une approche intégrée de gestion est essentielle (Ballesteros and Esteves, 2021). L'implication des communautés locales dans la planification et la gestion des ressources peut atténuer les conflits et renforcer la durabilité des herbiers marins (Belle et al., 2009). L'expérience des Aires Marines Gérées Localement (LMMA) à Velondriake a montré que l'établissement de règles communautaires pour l'utilisation des ressources marines peut contribuer à la réduction des tensions (Rakotomahazo et al., 2019).

Les efforts devraient inclure la sensibilisation des communautés à travers des campagnes adaptées utilisant des supports visuels et des radios communautaires pour éduquer les populations sur l'importance écologique et économique des herbiers marins et sur les conséquences de leur dégradation (Harris et al., 2007). Des initiatives comme SeagrassSpotter ou des documentaires spécialisés facilitent cet engagement. Par ailleurs, une surveillance scientifique accrue est essentielle pour identifier les zones les plus vulnérables et orienter les priorités en matière de conservation et de restauration (Carmen et al., 2014).

Le renforcement des capacités locales est également indispensable pour une gestion efficace. Cela inclut des formations sur les pratiques de pêche durables, telles que l'abandon des filets traînants et la reforestation en amont pour limiter les apports en sédiments (FAO, 2017). De plus, des solutions économiques alternatives comme l'écotourisme basé sur les herbiers ou l'aquaculture durable peuvent réduire la pression sur les écosystèmes tout en offrant des revenus complémentaires aux populations locales (Todinanahary et al., 2016). Concrètement, l'écotourisme autour des herbiers marins peut offrir des expériences à la fois uniques et

éducatives. Des sorties de snorkeling guidé permettent aux visiteurs d'observer les plantes sous-marines et la faune associée, notamment les hippocampes, les poissons et les tortues marines. La photographie de nature et l'observation d'espèces rares, ainsi que la découverte des pratiques traditionnelles comme la pêche à pied et la collecte de bivalves dans les herbiers, enrichissent l'expérience tout en favorisant la conservation. Des balades en pirogue transparente offrent une vue directe sur les herbiers sans immersion. Des randonnées écologiques sur les plages, accompagnées de séances de sensibilisation, permettent de mieux comprendre l'importance de ces écosystèmes.

Enfin, la vulgarisation des connaissances scientifiques auprès des communautés et des parties prenantes locales pourrait optimiser la gestion des herbiers marins (Belle et al., 2009 ; Brugere, 2021 ; Johannes, 2013). La diffusion des résultats sous forme de documents synthétiques, tels que des policy briefs, permettrait de sensibiliser les décideurs et d'orienter les politiques vers des actions concrètes et intégrées (Herr and Landis, 2016 ; Ramesh et al., 2018). Cette approche, déjà éprouvée dans d'autres contextes de conservation, facilite l'intégration des connaissances scientifiques dans les processus décisionnels, renforçant ainsi l'efficacité des initiatives de protection (Unsworth et al., 2018).

6.3.2. Aspects scientifiques et recherches appliquées

6.3.2.1. *Valorisation des données existantes*

La première étape essentielle pour la gestion durable des herbiers marins consiste à inventorier et valoriser les données existantes. Ces informations constituent une base scientifique essentielle pour orienter les actions futures de gestion et de préservation. En raison de leur étendue le long des côtes malgaches, les herbiers marins représentent un atout écologique majeur, contribuant activement à l'atténuation des effets du changement climatique à l'échelle globale. Toutefois, le stockage de carbone dans ces écosystèmes est souvent moins valorisé que celui des mangroves, bien qu'il représente une opportunité économique, sociale et environnementale pour Madagascar. Une cartographie nationale demeure indispensable pour estimer précisément la surface occupée par ces écosystèmes et quantifier leur contribution à l'échelle nationale (Murray et al., 2021). L'inventaire et l'analyse des données disponibles, issues des recherches universitaires, des ONGs et des institutions locales, permettent d'identifier les zones prioritaires pour la conservation et la restauration (Björk et al., 2008). Ces bases de données, bien que souvent fragmentaires, constituent un référentiel fondamental pour les études futures et pour le développement de politiques adaptées (Pierre Carret, 2014).

6.3.2.2. *Inventaire et collecte des données manquantes*

En complément de l'inventaire des données existantes, la collecte de données manquantes est cruciale pour une compréhension approfondie des herbiers marins, incluant leur structure, la biodiversité associée, leur biomasse et les services écosystémiques qu'ils fournissent (Murray et al., 2021). Dans de nombreuses régions de Madagascar, la pression anthropique sur ces écosystèmes est croissante, nécessitant une meilleure surveillance. Des technologies modernes, comme la télédétection haute résolution et l'utilisation de drones, offrent aujourd'hui des opportunités pour cartographier ces habitats même dans des zones difficiles d'accès (Chen et al., 2018). Il est également essentiel d'analyser les impacts des pressions naturelles et anthropiques telles que la pollution, la surpêche et le changement climatique afin d'anticiper les risques futurs (Rob Coles et al. 2012). Ces évaluations fourniront des données indispensables pour développer des stratégies de conservation adaptées aux spécificités locales.

6.3.2.3. *Restauration et suivi des zones dégradées*

La restauration des herbiers marins dégradés est une stratégie essentielle pour renforcer la résilience de ces écosystèmes face aux perturbations croissantes, qu'elles soient anthropiques ou naturelles (Hilconida et al., 2001). Des initiatives menées en Méditerranée et en Australie ont montré que des interventions ciblées, comme la transplantation de plantules ou l'amélioration des conditions environnementales locales, peuvent favoriser la recolonisation naturelle et restaurer les fonctions écosystémiques perdues (Bell et al., 2008). À Madagascar, l'intégration de telles initiatives dans les stratégies de gestion des écosystèmes côtiers constitue une opportunité prometteuse. Toutefois, le succès de ces efforts repose sur un suivi scientifique rigoureux permettant d'évaluer l'efficacité à long terme des actions entreprises et d'ajuster les stratégies en conséquence. Cela implique la mise en œuvre de diverses approches, comme la transplantation et la gestion adaptative, tout en intégrant les communautés locales à travers des formations et des activités de suivi participatif (Bell et al., 2008). Une telle approche collaborative est essentielle pour garantir la durabilité de ces actions et favoriser l'adhésion des populations locales (Robert Coles and Miguel, 2001).

6.3.2.4. *Collaboration scientifique régionale et internationale*

Les collaborations scientifiques régionales et internationales sont fondamentales pour améliorer la compréhension des herbiers marins et optimiser les stratégies de gestion durable. Des initiatives comme le Global Seagrass Network facilitent l'échange de connaissances et l'harmonisation des méthodes de surveillance et de restauration comme disait Torres-Pulliza et al., (2013). Ces coopérations permettent de standardiser les protocoles de recherche et d'assurer

une comparaison fiable des résultats entre différentes régions. De plus, elles offrent aux chercheurs des opportunités d'accès à des technologies avancées et à des financements internationaux.

L'association WIOMSA (Western Indian Ocean Marine Science Association) joue un rôle clé dans la région en facilitant les échanges entre chercheurs et gestionnaires (Obura et al., 2017). Un exemple concret de cette dynamique est le projet LaSMMI, qui s'inscrit dans une cartographie régionale des herbiers marins de l'océan Indien occidental, impliquant le Kenya, la Tanzanie, le Mozambique et Madagascar sous la coordination de l'université d'Oxford et de WIOMSA (Baez, 2025). En s'inspirant des stratégies de conservation adoptées en Australie et aux États-Unis (Dunton et al., 2010 ; Moran, 2016), Madagascar pourrait améliorer ses propres programmes de surveillance et de restauration. De plus, les opportunités de financement, notamment via le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et les initiatives privées de compensation carbone (Herr and Landis, 2016), pourraient renforcer la protection des herbiers marins et soutenir les communautés locales dépendantes de ces écosystèmes.

En combinant l'exploitation des données existantes, la collecte de nouvelles informations, la restauration écologique et la collaboration internationale, il est possible d'assurer une gestion durable et efficace des herbiers marins de Madagascar tout en contribuant à la lutte contre le changement climatique.

6.3.3. Aspect Politique et législation

6.3.3.1. *Intégration des herbiers marins dans les politiques nationales et internationales*

L'intégration des herbiers marins de la Baie de Ranobe dans les initiatives nationales et internationales de carbone bleu assurerait leur reconnaissance dans les politiques climatiques (Nellemann et al., 2009). Cette reconnaissance permettrait de renforcer leur protection par le biais des contributions déterminées au niveau national (NDCs) sous l'Accord de Paris, en mettant en place des mesures spécifiques telles que l'interdiction des ancrages destructeurs et la régulation des rejets polluants (Unsworth et al., 2018).

Entre temps, la conservation des herbiers marins joue un rôle clé dans l'atténuation des effets du changement climatique grâce à la séquestration du carbone bleu. Cela touche un objectif de développement durable de plus, l'ODD 13. Sans oublier qu'en soutenant la pêche durable par la restauration et la conservation des habitats, et en favorisant l'écotourisme, cette démarche renforce les moyens de subsistance des communautés côtières, participant ainsi à la réduction

de la pauvreté, classée dans l'ODD 1. Quant à la promotion d'un travail décent et d'une croissance économique inclusive, elle touche directement l'ODD 8. Une stratégie nationale bien structurée, s'appuyant sur les conventions internationales et les ODD, permettrait non seulement de protéger les herbiers marins, mais aussi de renforcer la résilience des écosystèmes côtiers et d'améliorer les conditions de vie des populations locales.

6.3.3.2. Cadre législatif et gouvernance participative

Bien que certaines régulations locales, comme les Dina et les zones de non-prélèvement, existent, il n'existe pas de cadre de gestion structuré spécifique pour les écosystèmes des herbiers à phanérogames marines à l'échelle nationale. L'intégration des savoirs locaux et des données scientifiques est essentielle pour élaborer des stratégies de gestion adaptées aux réalités socio-économiques (Unsworth et al., 2010; Pandelaki et al., 2020). L'implication des communautés locales est une condition clé pour assurer une conservation efficace tout en préservant les moyens de subsistance des populations dépendantes des herbiers marins.

La cartographie des parties prenantes, incluant les communautés locales, les ONG, les institutions de recherche et les autorités gouvernementales, est un levier stratégique pour une gouvernance participative (Jones et al., 2022). Des projets tels que le SWIOFP (South West Indian Ocean Fisheries Project) ont démontré l'importance de cette collaboration pour la conservation des écosystèmes marins (FAO, 2017). Une telle approche permet non seulement d'améliorer la compréhension des besoins locaux, mais aussi de renforcer l'appropriation des initiatives de conservation par les communautés locales (Rakotomahazo et al., 2019).

Ces engagements peuvent être utilisés pour renforcer les réglementations nationales contre toutes activités et pollutions marines qui menacent les herbiers à phanérogames marines. Des actions concrètes, comme interdire les plastiques à usage unique, réglementer les rejets industriels et limiter l'utilisation des techniques de pêche destructrices, sont essentielles pour préserver cet écosystème fragile.

6.3.3.3. Valorisation économique et financement de la conservation

La monétisation des services écosystémiques des herbiers marins, notamment à travers les crédits carbone bleu, représente une solution durable pour financer leur conservation. Des initiatives telles que le projet Vanga Blue Forests au Kenya illustrent comment la vente de crédits carbone peut générer des revenus tout en protégeant les écosystèmes (Herr and Landis, 2016). Par ailleurs, les Paiements pour Services Environnementaux (PSE) peuvent encourager les pêcheurs et les industries locales à adopter des pratiques durables (Barbier et al., 2011).

L'accès à des mécanismes de financement tels que le Fonds vert pour le climat et d'autres partenariats peut combler les lacunes financières tout en renforçant les capacités locales de conservation (Howard et al., 2017). De plus, l'inclusion des herbiers marins dans les Aires Marines Gérées Localement (LMMA) nécessite un modèle de conservation profitable aux communautés locales, en s'appuyant sur la valorisation des crédits carbone bleu (Unsworth et al., 2018). Cependant, un effort supplémentaire doit être fourni pour démontrer concrètement l'importance écologique et économique des herbiers marins, afin de susciter un réel engagement des acteurs communautaires, des décideurs et des bailleurs dans leur intégration effective aux dispositifs de gestion locale.

6.3.3.4. Renforcement des cadres législatifs et engagements internationaux

Actuellement, la protection des herbiers marins à Madagascar reste limitée, bien que certaines Aires Marines Protégées (AMP) et Aires Marines Gérées Localement (LMMA) les intègrent partiellement. Toutefois, ces écosystèmes ne bénéficient pas d'une reconnaissance explicite dans la législation nationale (Rakotoson and Tanner 2006). Le Code de l'Environnement (Loi n° 2015-053) encadre les écosystèmes et la biodiversité dans leur ensemble, mais il manque des dispositions spécifiques pour les écosystèmes marins et côtiers ni les écosystèmes de carbone bleu, les rendant ainsi selon Gough et al., (2020) vulnérables aux pressions anthropiques.

Le renforcement des engagements et des collaborations internationales est crucial pour accéder à des ressources techniques, scientifiques et financières, tout en favorisant le développement des capacités locales (Groeneveld et al., 2017). La coopération internationale permet à Madagascar d'accéder à des pratiques optimales, des technologies de pointe et des financements nécessaires à la gestion efficace des herbiers marins. Une approche collaborative avec les pays de la région, comme le Kenya, la Tanzanie et le Mozambique, permettrait d'échanger des expériences et de partager des stratégies de gestion adaptées aux spécificités locales.

La mise en place de programmes de surveillance transfrontaliers faciliterait la détection et l'atténuation des menaces communes, telles que la pollution et la surexploitation des ressources marines (Bertelli and Unsworth, 2014). Sur le plan financier, Madagascar pourrait tirer parti de mécanismes internationaux tels que le Fonds Vert pour le Climat (FVC) et le Fonds pour l'Environnement Mondial (FEM), qui soutiennent des projets de conservation et de restauration des écosystèmes marins et côtiers. Ces financements permettraient de restaurer les zones

d'herbiers dégradées, de sensibiliser les communautés locales et d'améliorer les capacités de surveillance écologique.

L'intégration de Madagascar dans des réseaux scientifiques internationaux comme le Partnership for Observation of the Global Oceans (POGO) faciliterait l'échange d'informations et le développement de politiques basées sur des preuves scientifiques (Chaboud et al., 2002). Outre l'accès aux ressources techniques et financières, ces collaborations internationales contribuent à la formation et au renforcement des capacités locales, notamment à travers des formations pour les chercheurs et techniciens impliqués dans la conservation des herbiers marins.

Tableau VI-2: Stratégie de conservation et gestion des herbiers à phanérogames marines

| Axes stratégiques | Objectifs spécifiques | Actions concrètes | Conventions internationales concernées | Acteurs impliqués |
|--------------------------------------|---|---|---|--|
| Gouvernance et réglementation | Élaborer une politique spécifique pour la gestion des herbiers marins | Rédiger et adopter une politique nationale intégrée dans les stratégies de conservation marine existantes | CDB, CNUDM, OSPAR. | Gouvernement, experts internationaux, ONG |
| | Intégrer les herbiers dans les Aires Marines Protégées (AMP) | Délimiter et renforcer la protection des zones d'herbiers dans les AMP | Convention de Ramsar | Agences de conservation, chercheurs, pêcheurs |
| | Réglementer l'exploitation et prévenir les menaces | Élaborer un cadre légal contre la destruction, pollution et exploitation abusive | CITES, Accord de Paris | Gouvernement, juristes environnementaux, collectivités locales |
| Recherche et surveillance | Cartographier et surveiller les herbiers marins | Établir un programme national et régional de suivi et de cartographie des herbiers marins | CDB, ODD 14 | Ministère de l'Environnement, chercheurs, universités |
| | Renforcer la coopération régionale | Créer un réseau régional de gestion | Convention de Nairobi, Ramsar | Pays de l'Afrique de l'Est, ONG, |

| | | | | |
|---|--|--|--|---|
| | | et d'échange scientifique | | programmes scientifiques |
| Sensibilisation et engagement | Sensibiliser les communautés locales et décideurs | Mettre en place des campagnes d'éducation sur l'importance écologique et économique des herbiers | CDB, Ramsar | Médias, autorités locales, associations de pêcheurs |
| Réduction des impacts et résilience climatique | Réduire la pollution marine | Mettre en place des régulations strictes sur les déchets et substances chimiques | Convention de Bâle, Convention de Londres | Autorités portuaires, communautés locales |
| | Protéger les espèces dépendantes des herbiers | Développer des AMP spécifiques pour la faune associée aux herbiers marins | CITES, CMS | Organisations de conservation, pêcheurs |
| | Renforcer la résilience climatique | Lancer des projets de restauration des herbiers financés par des fonds internationaux | Accord de Paris, Convention de Stockholm | Fonds Vert pour le Climat, partenaires |
| Financement et mise en œuvre | Mobiliser des financements internationaux | Engager des bailleurs pour la conservation et la restauration des herbiers | Fonds Climat, Partenariats avec ONG et bailleurs | Institutions de financement, Banque Mondiale, Fonds verts |
| | Développer des projets pilotes de restauration et suivi écologique | Lancer des projets de réhabilitation des herbiers et assurer leur suivi | CDB, Ramsar | Scientifiques, ONG, collectivités locales |
| | Encourager les initiatives locales et l'exploitation durable | Soutenir l'écotourisme et l'exploitation durable des herbiers marins | Accord de Paris, CDB | Entrepreneurs, associations locales, acteurs du tourisme |

6.4. Limites de l'étude et perspectives de recherche

Cette étude présente certaines limites qui encadrent la portée de ses résultats et méritent d'être reconnues.

D'un point de vue géographique, l'analyse s'est concentrée exclusivement sur la baie de Ranobe, dans le sud-ouest de Madagascar. Bien que cette zone soit représentative d'un écosystème d'herbiers marins bien développé, les résultats ne peuvent être généralisés à l'ensemble du littoral malgache, dont les caractéristiques environnementales (hydrodynamisme, salinité, type de substrat, température) ainsi que la distribution des herbiers varient considérablement du nord-est au sud-ouest de l'île.

Sur le plan méthodologique, les données sociales ont été recueillies dans cinq des treize villages situés autour de la baie, ce qui limite la représentativité des perceptions communautaires. Or, les pressions anthropiques (intensité de la pêche, ancrage, pollution, exploitation des ressources) peuvent différer sensiblement d'un village à l'autre, influençant à la fois la structure des herbiers et leur fonctionnement écologique.

Sur le plan analytique, l'étude s'est focalisée exclusivement sur le carbone sédimentaire, sans intégrer le carbone contenu dans la biomasse épigée et souterraine des herbiers. Cette restriction limite l'estimation du carbone bleu stocké par l'écosystème à une seule composante, bien que significative.

Ainsi, les résultats doivent être interprétés à la lumière de ces conditions initiales. Des recherches futures devraient élargir l'échelle spatiale d'analyse, diversifier les contextes socio-écologiques considérés et adopter une approche plus intégrée du cycle du carbone afin d'offrir une évaluation plus complète du rôle des herbiers marins dans l'atténuation du changement climatique à Madagascar.

6.5. Perspectives de recherche

Pour dépasser ces limites, cinq axes prioritaires se dégagent.

- Une extension géographique des études vers d'autres sites clés (du sud-ouest au nord-ouest) permettrait de mieux capturer la variabilité écologique régionale.
- L'intégration de modèles hydrodynamiques couplés à des analyses granulométriques affinerait la compréhension des processus d'accumulation du carbone.
- Une quantification simultanée des stocks de carbone dans les sédiments et dans la biomasse vivante s'impose pour une évaluation intégrée et précise.
- L'étude des stress climatiques (vagues de chaleur, acidification, sédimentation) sur la résilience des herbiers devient cruciale dans un contexte de changement global.

- Enfin, une approche écosystémique évaluant les connectivités trophiques avec les mangroves et les récifs permettrait de positionner stratégiquement les herbiers dans les politiques intégrées de gestion côtière.

Ces avancées combinées offriraient les bases scientifiques nécessaires à l'inclusion effective des herbiers malgaches dans les stratégies nationales d'atténuation climatique et de conservation marine.

La présente étude a examiné les herbiers marins de la baie de Ranobe, dans le sud-ouest de Madagascar, en tant qu'écosystèmes de carbone bleu et a évalué les stratégies de gestion durable nécessaires à leur préservation. Les résultats de cette étude fournissent une première analyse de référence au niveau national, soulignant l'importance des herbiers marins pour les communautés littorales, la biodiversité locale, et l'atténuation du changement climatique. Trois hypothèses ont été testées : la valeur des herbiers à phanérogames marines aux yeux des communautés locales, la biodiversité spécifique et ses couvertures nécessitant une gestion spécifique, et leur potentialité de séquestration et de stockage de carbone.

Les résultats confirment la première hypothèse selon laquelle les herbiers marins jouent un rôle clé pour les populations littorales, en particulier pour la pêche et l'aquaculture villageoise. Cependant, ces écosystèmes sont menacés par des pratiques de pêche destructives et des phénomènes naturels, mettant en danger les moyens de subsistance locaux. La deuxième hypothèse est également validée, avec la découverte de neuf espèces de phanérogames marines couvrant une superficie de 4 526 hectares. L'étude a montré que la distribution et la composition des herbiers varient selon la profondeur. Les zones peu profondes présentent une diversité spécifique élevée et une couverture différente de celles observées dans les zones plus profondes, où les herbiers sont presque monospécifiques. En ce qui concerne la troisième hypothèse, les herbiers marins de la baie de Ranobe ont montré une capacité de stockage de carbone significative. Dans la couche superficielle (surface), les sites qui se trouvent en profondeur (>2.5m) contiennent 48 898,90 MgC contre 18 452,50 MgC pour les sites près des côtes en profondeur (<0.5m). Pour les 30 premiers centimètres (top 30 cm), les sites en profondeur stockent 342 201,81 MgC, tandis que les sites près des côtes en contiennent 128 886,90 MgC. Enfin, dans la couche de profondeur entre 30 et 72 cm, les sites en profondeur présentent 326 043,99 MgC, contre 208 205,05 MgC pour les sites peu profonds, contribuant ainsi à atténuer les émissions de gaz à effet de serre.

Malgré leur importance, les herbiers de la baie de Ranobe ne font l'objet d'aucune gestion ni politique de protection. Cela menace à la fois la biodiversité et les activités économiques des communautés locales. Les données recueillies dans cette étude offrent des bases solides pour prendre de bonnes décisions. En outre, l'opportunité de valoriser les crédits carbone issus de la séquestration dans ces écosystèmes pourrait stimuler les initiatives de conservation tout en contribuant aux objectifs de développement durable, en particulier l'ODD 14. Il est essentiel d'étendre les études sur les herbiers marins à Madagascar pour mieux comprendre leur état actuel et détecter les tendances de déclin. Une attention particulière doit être portée à la

restauration des zones dégradées, avec la poursuite des recherches sur les techniques de transplantation et l'exploration de nouvelles approches adaptées aux spécificités locales.

Références bibliographiques

A

1. Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, 6(1), 195–219. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>
2. Alongi, D. M., Murdiyarsa, D., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Hutahaean, A., Crooks, S., Lovelock, C. E., Howard, J., Herr, D., Fortes, M., Pidgeon, E., Wagey, T. (2016). Indonesia's blue carbon: A globally significant and vulnerable sink for seagrass and mangrove carbon. *Wetlands Ecology and Management*, 24(1), 3–13. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9446-y>
3. Alsaffar, Z., Pearman, J. K., Cúrdia, J., Ellis, J., Calleja, M. Ll., Ruiz-Compean, P., Roth, F. (2020). The role of seagrass vegetation and local environmental conditions in shaping benthic bacterial and macroinvertebrate communities in a tropical coastal lagoon. *Scientific Reports*, 10(1), 13550. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70318-1>
4. Amanda, C., Febi, S., Suryanti, S., & Muskananfolia, M. R. (2020). The potential stocks and carbon uptake by seagrass meadows at Pari Island, Kepulauan Seribu, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 530(1), 012022. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/530/1/012022>
5. Anthony, W. D. L., Orth, R. J., & Duarte, C. M. (2006). *Seagrasses: Biology, ecology and conservation*. Springer.
6. Ariane, A. O. (2019). *Carbon sequestration rates in coastal Blue carbon ecosystem: A perspective on climate change mitigation* [Master's thesis, Universitat Autònoma de Barcelona].
7. Arias-Ortiz, A., Serrano, O., Masqué, P., Lavery, P. S., Mueller, U., Kendrick, G. A., Rozaimi, M. (2018). A marine heatwave drives massive losses from the world's largest seagrass carbon stocks. *Nature Climate Change*, 8(4), 338–344. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0096-y>
8. Armitage, A. R., & Fourqurean, J. W. (2016). Carbon storage in seagrass soils: Long-term nutrient history exceeds the effects of near-term nutrient enrichment. *Biogeosciences*, 13(1), 313–321. <https://doi.org/10.5194/bg-13-313-2016>
9. Aumeeruddy, R., Carocci, F., Henriette, C., Cedras, M., Harris, A., Coeur de Lion, F., Dorizo, J., & Skewes, T. (2015). *Resource assessment and management of the Seychelles sea cucumber fishery*. Seychelles Fishing Authority.

B

10. Baez, S. (2025). Advancing coastal wetlands conservation: Collective effort begins to map seagrasses in the Western Indian Ocean. *The Pew Charitable Trusts*. <https://www.pewtrusts.org/en/research-and-analysis/articles/2025/01/06/collective-effort-begins-to-map-seagrasses-in-the-western-indian-ocean>
11. Baker, S., Paddock, J., Smith, A. M., Unsworth, R. K. F., Cullen-Unsworth, L. C., & Hertler, H. (2015). An ecosystems perspective for food security in the Caribbean: Seagrass meadows in the Turks and Caicos Islands. *Ecosystem Services*, 11, 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.011>
12. Ballesteros, C., & Esteves, L. S. (2021). Integrated assessment of coastal exposure and social vulnerability to coastal hazards in East Africa. *Estuaries and Coasts*. <https://doi.org/10.1007/s12237-021-00930-5>
13. Ballorain, K. (2005). Structure et fonctionnement d'un herbier marin soumis à l'herbivorie d'une population de tortues vertes (*Chelonia mydas*). Mayotte-Océan Indien.
14. Bandeira, S. O. (2002). Diversity and distribution of seagrasses around Inhaca Island, Southern Mozambique. *South African Journal of Botany*, 68(2), 191–198. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30419-1](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30419-1)
15. Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
16. Barnes-Mauthe, M., Oleson, K. L. L., & Zafindrasilivonona, B. (2013). The total economic value of small-scale fisheries with a characterization of post-landing trends: An application in Madagascar with global relevance. *Fisheries Research*, 147, 175–185. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.05.011>
17. Bawazier, J. (2016). Dugong and seagrass habitat (p. 42).
18. Beer, S., Björk, M., Gademann, R., & Ralph, P. (2001). Measurements of photosynthetic rates in seagrasses. *Chapter 9*, 16.
19. Behivoke, F. (2022). Caractérisation spatio-temporelle de la pêche aux poissons récifolagoneaux par trajectométrie dans la baie de Toliara (sud-ouest de Madagascar) [Doctoral dissertation, Université de Toliara, École Doctorale Thématique : Sciences Marines et Halieutiques].
20. Bell, S. S., Tewfik, A., Hall, M. O., & Fonseca, M. S. (2008). Evaluation of seagrass planting and monitoring techniques: Implications for assessing restoration success and

- habitat equivalency. *Restoration Ecology*, 16(3), 407–416.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00308.x>
21. Belle, E., Stewart, G. W., De Ridder, B., Komeno, R. J.-L., Ramahatratra, F., Remy-Zephir, B., & Stein-Rostaing, R. D. (2009). Establishment of a community-managed marine reserve in the Bay of Ranobe, Southwest Madagascar. *Madagascar Conservation & Development*, 4(1). <https://doi.org/10.4314/mcd.v4i1.44010>
 22. Belshe, E. F., Hoeijmakers, D., Herran, N., Mtolera, M., & Teichberg, M. (2017). Seagrass community-level controls over organic carbon storage are constrained by geophysical attributes within meadows of Zanzibar, Tanzania. *Biogeosciences Discussions*, 1–27. <https://doi.org/10.5194/bg-2017-474>
 23. Berkes, F. (1999). Traditional Ecological Knowledge and Resource Management. *Human Ecology*, 29(2), 255–257. <https://doi.org/10.1023/A:1011072200127>
 24. Berkström, C., Papadopoulos, M., Jiddawi, N. S., & Nordlund, L. M. (2019). Fishers' Local Ecological Knowledge (LEK) on connectivity and seascape management. *Frontiers in Marine Science*, 6, 130. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00130>
 25. Bertelli, C. M., & Unsworth, R. K. F. (2014). Protecting the hand that feeds us: Seagrass (*Zostera marina*) serves as commercial juvenile fish habitat. *Marine Pollution Bulletin*, 83(2), 425–429. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.011>
 26. Björk, M., McLeod, E., Short, F., Beer, S., IUCN--The World Conservation Union, & IUCN Resilience Science Group. (2008). *Managing seagrasses for resilience to climate change*. Gland: World Conservation Union (IUCN). http://cmsdata.iucn.org/downloads/managing_seagrasses_240309.pdf
 27. Bland, L. M., Keith, D. A., Miller, R. M., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (2016). Lignes directrices pour l'application des critères et catégories de la Liste Rouge des Écosystèmes de l'UICN version 1.0. *IUCN, International Union for Conservation of Nature*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.RLE.1.fr>
 28. Blandon, A., & zu Ermgassen, P. S. E. (2014). Quantitative estimate of commercial fish enhancement by seagrass habitat in southern Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 141, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.009>
 29. Blue Ventures. (2014). *Tahiry Honko: Community Mangrove Carbon Project, Southwest Madagascar*; Blue Ventures: Bristol, UK, 1–72.
 30. Blue Ventures. (2016). *Scaling and sustaining local marine conservation: A resource kit for Madagascar* (J. E. Latham & S. Rocliffe, Eds.).

31. Borum, J., Pedersen, O., Kotula, L., Fraser, M. W., Statton, J., Colmer, T. D., & Kendrick, G. A. (2016). Photosynthetic response to globally increasing CO₂ of co-occurring temperate seagrass species. *Plant, Cell & Environment*, 39(6), Article 6. <https://doi.org/10.1111/pce.12658>
32. Bouillon, S., Dehairs, F., Velimirov, B., Abril, G., & Borges, A. V. (2007). Dynamics of organic and inorganic carbon across contiguous mangrove and seagrass systems (Gazi Bay, Kenya). *Journal of Geophysical Research*, 112(G2), Article G2. <https://doi.org/10.1029/2006JG000325>
33. Broderick, A. C., Frauenstein, R., Glen, F., Hays, G. C., Jackson, A. L., Pelembe, T., Ruxton, G. D., and Godley, B. J. (2006). Are green turtles globally endangered? Harvest and recovery of a green turtle population. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 21–26. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00195.x>
34. Broudic, C., and Razafindrianilana, T. (2020). Adaptation aux changements climatiques des populations rurales Sud-ouest de Madagascar. 48.
35. Brugere, C. (2021). More than fish: Policy coherence and benefit sharing as necessary conditions for equitable aquaculture development. *Marine Policy*, 11.
36. Bujang, J. S., Zakaria, M. H., & Arshad, A. (2006). Distribution and significance of seagrass ecosystems in Malaysia. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 9(2), 203–214. <https://doi.org/10.1080/14634980600705576>
37. Burdige, D. J. (2007). Preservation of organic matter in marine sediments: Controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets? *Chemical Reviews*, 107(2), Article 2. <https://doi.org/10.1021/cr050347q>

C

38. Calumpong, H. P., & Fonseca, M. S. (2001). Seagrass transplantation and other seagrass restoration methods. In *Global seagrass research methods* (Chap. 22).
39. Camp, E. F., Edmondson, J., Doheny, A., Rumney, J., Grima, A. J., Huete, A., & Suggett, D. J. (2019). Mangrove lagoons of the Great Barrier Reef support coral populations persisting under extreme environmental conditions. *Marine Ecology Progress Series*, 625, 1–14. <https://doi.org/10.3354/meps13073>
40. **Carlo, G. D., & Tombolahy, M.** (2009). Seagrasses and algae of north-eastern Madagascar. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*, 38, 61–70. <https://doi.org/10.1896/054.061.0106>

41. Carr, J. A., D’Odorico, P., McGlathery, K. J., & Wiberg, P. L. (2012). Stability and resilience of seagrass meadows to seasonal and interannual dynamics and environmental stress. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(G1). <https://doi.org/10.1029/2011JG001744>
42. Carret, P. (2014). *Ecosystem profile Madagascar and Indian Ocean Islands*.
43. Carter, A. B., McKenna, S. A., Rasheed, M. A., McKenzie, L. J., & Coles, R. G. (2016). *Project 3.1 – Seagrass mapping synthesis: A resource for coastal management in the Great Barrier Reef World Heritage Area* (p. 30).
44. Cedar, L. V. I. (2018). Climate and average weather year-round in Toliara Madagascar. *The Weather Year-round Anywhere on Earth*. <https://weatherspark.com/y/102576/Average-Weather-in-Toliara-Madagascar-Year-Round>
45. Chaboud, C., Galletti, F., & IRD. (2002). *La science au service d’un développement durable*.
46. Chen, Q., Yu, R., Hao, Y., Wu, L., Zhang, W., Zhang, Q., & Bu, X. (2018). A new method for mapping aquatic vegetation, especially underwater vegetation in Lake Ulansuhai using GF-1 satellite data. *Remote Sensing*, 10(8), 1279. <https://doi.org/10.3390/rs10081279>
47. Clausade, M., Gravier, N., Picard, J., Pichon, M., Roman, M.-L., Thomassin, B., Vasseur, P., Vivien, M., & Weydert, P. (1971). Coral reef morphology in the vicinity of Tulear (Madagascar) contribution to a coral reef terminology. *Cahiers ORSTOM, Série Océanographie*, 9(4), 3–44.
48. Coles, R., & Miguel. (2001). Protecting seagrass—Approaches and methods. In *Global seagrass research methods* (Chap. 23, p. 19).
49. Coles, R., Grech, A., Rasheed, M., & McKenzie, L. (2012). Evaluating risk to seagrasses in the Tropical Indo-Pacific Region. *UNEP*.
50. Cooke, A. (2012). *Madagascar: A guide to marine biodiversity*.
51. Costanza, R., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., & Sutton, P. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
52. Côté-Laurin, M.-C., Benbow, S., & Erzini, K. (2017). The short-term impacts of a cyclone on seagrass communities in Southwest Madagascar. *Continental Shelf Research*, 138, 132–141. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2017.03.005>

53. Crooks, S., Herr, D., Tamelander, J., Laffoley, D., & Vandever, J. (2011). *Mitigating climate change through restoration and management of coastal wetlands and near-shore marine ecosystems*. UNEP.
54. Cullen-Unsworth, L. C., & Unsworth, R. K. F. (2016). Strategies to enhance the resilience of the world's seagrass meadows. *Journal of Applied Ecology*, *53*(4), 967–972. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12637>

D

55. Dahl, M., Deyanova, D., Lyimo, L. D., Näslund, J., Samuelsson, G. S., Mtolera, M. S. P., Björk, M., & Gullström, M. (2016). Effects of shading and simulated grazing on carbon sequestration in a tropical seagrass meadow. *Journal of Ecology*, *104*(3), 654–664. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12564>
56. Dang, A. N., Jackson, B. M., Benavidez, R., & Tomscha, S. A. (2021). Review of ecosystem service assessments: Pathways for policy integration in Southeast Asia. *Ecosystem Services*, *49*, 101266. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101266>
57. De la Torre-Castro, M. (2006). *Humans and seagrasses in East Africa: A social-ecological systems approach* [Doctoral dissertation, Stockholm University]. Department of Systems Ecology, Stockholm University.
58. De la Torre-Castro, M., Di Carlo, G., & Jiddawi, N. S. (2014). Seagrass importance for a small-scale fishery in the tropics: The need for seascape management. *Marine Pollution Bulletin*, *83*(2), 398–407. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.034>
59. De los Santos, C. B., Sigurðardóttir, R., Cunha, A., Cook, K., Wiktor, J., Tatarek, A., & Santos, R. (2014). A survey-based assessment of seagrass status, management and legislation in Europe. *Frontiers in Marine Science*, *1*, Article 27. <https://doi.org/10.3389/conf.FMARS.2014.02.00027>
60. Dewsbury, B. M. (2014). *The ecology and economics of seagrass community structure* [Doctoral dissertation, Florida International University]. <https://doi.org/10.25148/etd.FI14040850>
61. Di Carlo, G., & Tombolay, M. (2009). Seagrasses and algae of north-eastern Madagascar. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*, *38*, 61–70. <https://doi.org/10.1896/054.061.0106>
62. Du, J., Hu, W., Nagelkerken, I., Sangsawang, L., Loh, K. H., Ooi, J. L.-S., Liao, J., Zheng, X., Qiu, S., & Chen, B. (2020). Seagrass meadows provide multiple benefits to adjacent

- coral reefs through various microhabitat functions. *Ecosystem Health and Sustainability*, 6(1), 1812433. <https://doi.org/10.1080/20964129.2020.1812433>
63. Duarte, C. M., Marbà, N., Gacia, E., Fourqurean, J. W., Beggins, J., Barrón, C., & Apostolaki, E. T. (2010). Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4), GB4032. <https://doi.org/10.1029/2010GB003793>
64. Duarte, C. M. (2000). Marine biodiversity and ecosystem services: An elusive link. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250(1–2), 117–131. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00194-5](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00194-5)
65. Duarte, B., Martins, I., Rosa, R., Matos, A. R., Roleda, M. Y., Reusch, T. B. H., Engelen, A. H., Serrão, E. A., Pearson, G. A., Marques, J. C., Caçador, I., Duarte, C. M., & Jueterbock, A. (2018). Climate change impacts on seagrass meadows and macroalgal forests: An integrative perspective on acclimation and adaptation potential. *Frontiers in Marine Science*, 5, Article 190. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00190>
66. Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., & Hendriks, I. (2011). Assessing the capacity of seagrass meadows for carbon burial: Current limitations and future strategies. *Ocean & Coastal Management*, 83, 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.09.001>
67. Duarte, C. M., Marbà, N., Gacia, E., Fourqurean, J. W., Beggins, J., Barrón, C., & Apostolaki, E. T. (2010). Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4), GB4032. <https://doi.org/10.1029/2010GB003793>
68. Duarte, C. M., Middelburg, J. J., & Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2(1), 1–8. <https://doi.org/10.5194/bg-2-1-2005>
69. Duffy, J. E. (2006). Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 311, 233–250. <https://doi.org/10.3354/meps311233>
70. Dunton, K., Pulich, W., & Mutchler, T. (2010). *A seagrass monitoring program for Texas coastal waters* (p. 39).

E

71. Eklöf, J. S., McMahon, K., & Lavery, P. S. (2009). Effects of multiple disturbances in seagrass meadows: Shading decreases resilience to grazing. *Marine and Freshwater Research*, 60(11), 1317–1327. <https://doi.org/10.1071/MF09008>

72. El Shaffai, A. (2016). *Field guide to seagrasses of the Red Sea*. IUCN.

F

73. Fauzan, M. A., Kumara, I. S. W., Yogyantoro, R. N., Suwardana, S. W., Fadhilah, N., Nurmalasari, I., Apriyani, S., & Wicaksono, P. (2017). Assessing the capability of Sentinel-2A data for mapping seagrass percent cover in Jerowaru, East Lombok. *Indonesian Journal of Geography*, 49(2), 195. <https://doi.org/10.22146/ijg.28407>
74. Folke, C. (1998). Ecosystem approaches to the management and allocation of critical resources. In M. L. Pace & P. M. Groffman (Eds.), *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science* (pp. 313–345). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1724-4_13
75. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2017). *The future of food and agriculture: Trends and challenges*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
76. Fortes, M. D., Ooi, J. L. S., Tan, Y. M., Prathep, A., Bujang, J. S., & Yaakub, S. M. (2018). Seagrass in Southeast Asia: A review of status and knowledge gaps, and a road map for conservation. *Botanica Marina*, 61(3), 269–288. <https://doi.org/10.1515/bot-2018-0008>
77. Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K. J., & Serrano, O. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, 5(7), 505–509. <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>
78. Fourqurean, J., Kennedy, H., Marbà, N., Mateo, M. A., Kendrick, G. A., & Duarte, C. M. (2012). Blue carbon stored in the seagrass beds of the world.
79. Francisco, R. R. T., Blanco, A. C., Manalili, M. A. G., et al. (2019). Mapping of blue carbon ecosystems: Effect of proximity, activity types and frequency of visits in the accuracy of participatory maps. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLII-4/W12, 83–88. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-4-W12-83-2019>
80. Fry, B. (2006). *Stable isotope ecology*. Springer.

G

81. Gacia, E., Duarte, C. M., & Middelburg, J. J. (2002). Carbon and nutrient deposition in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.1.0023>
82. Githaiga, M. N., Kairo, J. G., Gilpin, L., & Huxham, M. (2017). Carbon storage in the seagrass meadows of Gazi Bay, Kenya. *PLOS ONE*, *12*(5), e0177001. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177001>
83. Gobert, S., Kyramarios, M., Lepoint, G., Pergent-Martini, C., & Bouquegneau, J.-M. (2003). Variations à différentes échelles spatiales de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile ; effets sur les paramètres physico-chimiques du sédiment. *Oceanologica Acta*, *26*(2), 199–207.
84. Gough, C. L. A., Dewar, K. M., Godley, B. J., Zafindranosy, E., & Broderick, A. C. (2020). Evidence of overfishing in small-scale fisheries in Madagascar. *Frontiers in Marine Science*, *7*, 317. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00317>
85. Gravier, T. (2019). Limiter la perte de biodiversité marine par l'amélioration des études d'impact environnemental Canadiennes et Françaises. 109.
86. Green, E. P., & Short, F. T. (2003). *World atlas of seagrasses*. University of California Press.
87. Griffiths, L. L., Connolly, R. M., & Brown, C. J. (2020). Critical gaps in seagrass protection reveal the need to address multiple pressures and cumulative impacts. *Ocean & Coastal Management*, *183*, 104946. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104946>
88. Groeneveld, J., Koranteng, K. A., & Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2017). *The RV Dr Fridtjof Nansen in the Western Indian Ocean: Voyages of marine research and capacity development*.
89. Gullström, M., Lyimo, L. D., Dahl, M., Samuelsson, G. S., Eggertsen, M., Anderberg, E., Rasmusson, L. M., Linderholm, H. W., Knudby, A., Bandeira, S., Nordlund, L. M., & Björk, M. (2018). Blue carbon storage in tropical seagrass meadows relates to carbonate stock dynamics, plant–sediment processes, and landscape context: Insights from the Western Indian Ocean. *Ecosystems*, *21*(3), 551–566. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0170-8>
90. Gullström, M., de la Torre Castro, M., Bandeira, S. O., Björk, M., Dahlberg, M., Kautsky, N., Rönnbäck, P., & Öhman, M. C. (2002). Seagrass ecosystems in the Western Indian

Ocean. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(7), 588–596.
<https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.7.588>

H

91. Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., et al. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948–952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>
92. Hantanirina, J., & Benbow, S. (2013). Diversity and coverage of seagrass ecosystems in south-west Madagascar. *African Journal of Marine Science*, 35(2), 291–297. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2013.800580>
93. Harris, J., Haward, M., Jabour, J., & Woehler, E. J. (2007). A new approach to selecting marine protected areas (MPAs) in the Southern Ocean. *Antarctic Science*, 19(2), 189–194. <https://doi.org/10.1017/S0954102007000260>
94. Heck, K. L., & Orth, R. J. (1980). Seagrass habitats: The roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. In *Estuarine perspectives* (pp. 449–464). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-404060-1.50043-5>
95. Hedley, J. D., Russell, B. J., Randolph, K., Pérez-Castro, M. Á., Vásquez-Elizondo, R. M., Enríquez, S., & Dierssen, H. M. (2017). Remote sensing of seagrass leaf area index and species: The capability of a model inversion method assessed by sensitivity analysis and hyperspectral data of Florida Bay. *Frontiers in Marine Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00362>
96. Hemminga, M. A., Marbà, N., & Stapel, J. (1999). Leaf nutrient resorption, leaf lifespan and the retention of nutrients in seagrass systems. *Aquatic Botany*, 65(1-4), 141–158.
97. Herinirina, P. A., Bigot, L., Frouin, P., Volandrae, H. T. E., Randriatsara, R. M., Behivoke, F., Ranivoarivelo, L., & Léopold, M. (2023). Seagrass macroinvertebrate bycatches support mosquito net trawl fishery in Madagascar. *Aquatic Living Resources*, 36, 18. <https://doi.org/10.1051/alr/2023014>
98. Herr, D., & Himes-Cornell, A. (2016). Towards effective management of coastal carbon ecosystems. *International Journal of Marine and Coastal Law*, 31(2), 271–290. https://doi.org/10.1163/9789004322714_cclc_2016-0019-003
99. Herr, D., & Landis, E. (2016). Coastal blue carbon ecosystems: Opportunities for nationally determined contributions. *Policy Brief*.

100. Hossain, M. S., Bujang, J. S., Zakaria, M. H., & Hashim, M. (2015). The application of remote sensing to seagrass ecosystems: An overview and future research prospects. *International Journal of Remote Sensing*, 36(1), 61–114. <https://doi.org/10.1080/01431161.2014.990649>
101. Hotaling, A. S., Lingle, R. B., & Ankersen, T. T. (2011). Comprehensive seagrass restoration planning in Southwest Florida: Science, law and management. *Coastal Management*, 39(1), 19–38.
102. Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., & Pidgeon, E. (with Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, & International Union for Conservation of Nature). (2014). *Coastal blue carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses*.
103. Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., & Pidgeon, E. (2014). Coastal blue carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Arlington, Virginia, USA.
104. Howard, J., Sutton-Grier, A., Herr, D., Kleypas, J., Landis, E., McLeod, E., Pidgeon, E., & Simpson, S. (2017). Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1), 42–50. <https://doi.org/10.1002/fee.1451>

I

105. INSTAT (Institut National de la Statistique) Madagascar. (2017). *Recensement de la population de Toliara 2, année 2017*.

J

106. Jackson, E. L., Rowden, A. A., Attrill, M. J., Bossey, S. J., & Jones, M. B. (2001). The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species.
107. Jaffé, R., Boyer, J. N., Lu, X., Maie, N., Yang, C., Scully, N. M., & Mock, S. (2004). Source characterization of dissolved organic matter in a subtropical mangrove-dominated estuary by fluorescence analysis. *Marine Chemistry*, 84(3–4), 195–210. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2003.08.001>

108. Jaonalison, H., Mahafina, J., & Ponton, D. (2016). Fish post-larvae assemblages at two contrasted coral reef habitats in southwest Madagascar. *Regional Studies in Marine Science*, 6, 62–74. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.03.002>
109. Johannes, R. E. (2013). The renaissance of community-based marine resource management in Oceania. <https://www.jstor.org/stable/3069265>
110. Jones, B. L. H., Unsworth, R. K. F., Nordlund, L. M., Ambo-Rappe, R., La Nafie, Y. A., Lopez, M. R., Udagedara, S., & Cullen-Unsworth, L. C. (2022). Local ecological knowledge reveals change in seagrass social–ecological systems. *Oceans*, 3(3), 419–430. <https://doi.org/10.3390/oceans3030028>

K

111. Kaarlep, A. (2014). *Socio-economic survey on the importance of seagrass beds to coastal communities in Kampot Province, Cambodia*.
112. Kendrick, G. A., & Lavery, P. S. (2001). Assessing biomass, assemblage structure and productivity of algal epiphytes on seagrasses. In F. T. Short & R. G. Coles (Eds.), *Global seagrass research methods* (pp. 199–222). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-044450891-1/50011-6>
113. 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), Article GB003848. <https://doi.org/10.1029/2010GB003848>
114. Van Keulen, M., Nordlund, L. M., & Cullen-Unsworth, L. C. (2018). Towards recognition of seagrasses, and their sustainable management. *Marine Pollution Bulletin*. [Volume et pages non disponibles].
115. Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., & Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 201–219. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>
116. Kurniawan, F., Arkham, M. N., Rustam, A., Rahayu, Y. P., Adi, N. S., & Damar, A. (2019). An ecosystem services perspective for the economic value of seafood production supported by seagrass ecosystems: An exercise in Derawan Island, Indonesia.

L

117. Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, *304*(5677), 1623–1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
118. Lal, R., Smith, P., Jungkunst, H. F., Mitsch, W. J., Lehmann, J., Nair, P. K. R., McBratney, A. B., de Moraes Sá, J. C., Schneider, J., Zinn, Y. L., Skorupa, A. L. A., Zhang, H.-L., Minasny, B., Srinivasrao, C., & Ravindranath, N. H. (2018). The carbon sequestration potential of terrestrial ecosystems. *Journal of Soil and Water Conservation*, *73*(6), 145A–152A. <https://doi.org/10.2489/jswc.73.6.145A>
119. Larkum, A. W. D., Orth, R. J., & Duarte, C. M. (2006). *Seagrasses: Biology, ecology and conservation*. Springer.
120. Lee, J.-H., Park, K.-S., & Woo, H.-J. (2012). Characteristics of total carbon and total organic carbon using elemental analyzer in Hyung-Do intertidal zone sediments. *Economic and Environmental Geology*, *45*(6), 673–684. <https://doi.org/10.9719/EEG.2012.45.6.673>
121. Lemahieu, A., Scott, L., Malherbe, W. S. (2018). Local perceptions of environmental changes in fishing communities of southwest Madagascar. *Ocean & Coastal Management*, *163*, 209–221. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.06.012>
122. Lepoint, G., Frédérick, B., Gobert, S., et al. (2008). Isotopic ratios and elemental contents as indicators of seagrass carbon processing and sewage influence in a tropical macrotidal ecosystem (Madagascar, Mozambique Channel). *Scientia Marina*.
123. Lilley, R. J., & Unsworth, R. K. F. (2014). Atlantic Cod (*Gadus morhua*) benefits from the availability of seagrass (*Zostera marina*) nursery habitat. *Global Ecology and Conservation*, *2*, 367–377. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.10.002>
124. Lugendo, B. (2016). Mangroves, salt marshes and seagrass beds. In *Regional state of the coast report* (pp. 52–68). United Nations. <https://doi.org/10.18356/24683d55-en>
125. Lyimo, L. D. (2016). Carbon sequestration processes in tropical seagrass beds [Doctoral dissertation, Stockholm University].

M

126. Macreadie, P. I., Anton, A., Raven, J. A., Beaumont, N., Connolly, R. M., Friess, D. A., et al. (2019). The future of Blue Carbon science. *Nature Communications*, *10*, 3998. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11693-w>

127. McClanahan, T. R. (2021). Marine reserve more sustainable than gear restriction in maintaining long-term coral reef fisheries yields. *Marine Policy*, 128, 104478. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104478>
128. McKenzie, L. J., Rudi, L., Yoshida, J. W. A., Andréfouët, S., Patrick, L., Colin, L. C., Cullen-Unsworth, A. T. H., et al. (2021). Seagrass ecosystem contributions to people's quality of life in the Pacific Island Countries and Territories. *Marine Pollution Bulletin*. [Volume et pages non disponibles].
129. McKenzie, L. J., Finkbeiner, M. A., & Kirkman, H. (2001). Methods for mapping seagrass distribution. In F. T. Short & R. G. Coles (Eds.), *Global seagrass research methods* (pp. 101–121). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-044450891-1/50006-2>
130. Moran, D. (2016). Port of Brisbane seagrass monitoring program - 2016. [Rapport, 70 p.].
131. Moritz Von Unger, McGivern, A., Laffoley, D., & Her, D. (2016). National Blue Carbon Policy Assessment Mozambique (p. 26). IUCN, WWF. <https://www.iwlearn.net/resolveuid/5e0ac342-3eb1-458c-a257-efca5c801efd>
132. Sow, M., Chevalier, C., Sow, B., Pagano, M., & Devenon, J.-L. (2021). Coupled effects of tide and swell on water renewal in a meso-tidal channel lagoon: Case of the Toliara Lagoon (Madagascar). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 259, 107463. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107463>
133. Murray, L., Carré, A., Razafindrainibe, H., Rabarison, H., Randrianasolo, H., Ruiz, V., & Zarasoa. (2021). Dynamiques spatiales des écosystèmes terrestres, côtiers et marins de Madagascar : Une première application des critères de la liste rouge des écosystèmes de l'UICN. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19845.27361>
134. Musashi, J. P., Pramoedyo, H., & Fitriani, R. (2018). Comparison of inverse distance weighted and natural neighbor interpolation method at air temperature data in Malang Region. *Journal of Physics: Conference Series*, 1025(1), 012094.

N

135. Nadiarti N, Nafie YAL, Priosambodo D, et al. 2021. Significant effect of human trampling on subtidal seagrass beds. 14(2), 9.
- Nagelkerken, I., Roberts, C. M., Van der Velde, G., Dorenbosch, M., van Riel, M. C., Cocheret de la Morinière, E., & Nienhuis, P. H. (2002). How important are mangroves

- and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Marine Ecology Progress Series*, 244, 299–305. <https://doi.org/10.3354/meps244299>
136. Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, M. C., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., & Grimsditch, G. (2009). Blue carbon: The role of healthy oceans in binding carbon: A rapid response assessment. GRID-Arendal.
137. Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Perillo, G. M. E., Turner, R. E., Ashan, D., Cragg, S., et al. (2020). Anthropogenic, direct pressures on coastal wetlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8(July), 144. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00144>

O

138. Obura, D., Gudka, M., Rabi, F. A., Gian, S. B., Bijoux, J., Freed, S., Maharavo, J., et al. (2017). Coral reef status report for the Western Indian Ocean (2017). <https://gcrmn.net/wp-content/uploads/2022/09/Status-of-Coral-Reef-in-the-Western-Indian-Ocean-2017.pdf>
139. Ondiviela, B., Losada, I. J., Lara, J. L., Maza, M., Galván, C., Bouma, T. J., & Van Belzen, J. (2014). The role of seagrasses in coastal protection in a changing climate. *Coastal Engineering*, 87, 158–168. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.11.005>
140. Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Olyarnik, S., Short, F. T., & Williams, S. L. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*, 56(12), 987–996. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[987:AGCFSE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2)

P

141. Pandelaki, L., Rompas, R. M., Wantasen, A. S., Gerung, G. S., & Ngangi, E. L. A. (2020). Economic value of seagrass ecosystem in Nain Island, South Minahasa Regency, North Sulawesi, Indonesia. 13(5), 7.
142. Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbà, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., & Baldera, A. (2012). Estimating global “Blue Carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE*, 7(9), e43542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>

R

143. Rahmawati, S., Hernawan, U.E., McMahon, K., Prayudha, B., Prayitno, H.B., Wahyudi, A.J., Vanderklift, M. 2019. Blue Carbon in Seagrass Ecosystem: Guideline for the Assessment of Carbon Stock and Sequestration in Southeast Asia. Gadjah Mada University Press IKAPI and APPTI Member.
144. Raj, K. D., Monolisha, S., & Edward, J. K. P. (2017). Impacts of traditional shore seine operation along the Tuticorin Coast, Gulf of Mannar, Southeast India. *Current Science*, 112(1), 40–45. <https://doi.org/10.18520/cs/v112/i01/40-45>
145. Rakotomahazo C, Lavitra T, Ranivoarivelo Nirinarisoa Lantoasinoro, Todinanahary Gildas GB, Ranaivoson Eulalie, Remanevy Mara Edouard, Lalao Aigrette Ravaoarinosihoarana Lavitra Thierry (2022). Etude de la mise en place d’une initiative de Paiements pour les Services Ecosystémiques (PSE) communautaires des mangroves de la Baie des Assassins, Sud-Ouest de Madagascar.
146. Rakotomahazo C, Razanoelisoa J, Ranivoarivelo NL, et al. 2021. Community Perceptions of a Payment for Ecosystem Services Project in Southwest Madagascar : A Preliminary Study. *Land*, 10(6), 597. <https://doi.org/10.3390/land10060597>
147. Rakotomahazo, C., Ravaoarinosihoarana, L. A., Randrianandrasaziky, D., Glass, L., Gough, C., Todinanahary, G. G. B., & Gardner, C. J. (2019). Participatory planning of a community-based payments for ecosystem services initiative in Madagascar’s mangroves. *Ocean & Coastal Management*, 175(June), 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.03.014>
148. Rakotonjanahary, F., Nirinamamiko, J., Todinanahary, G. G. B., Lavitra, T., Lepoint, G., Vanderklift, M. A., Rakotomahazo, C., & Ranivoarivelo, N. L. (2024). Use and management of seagrass ecosystems in Southwestern Madagascar. *African Journal of Marine Science*. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2024.2321857>
149. Rakotoson LR, Tanner K. 2006. Community-based governance of coastal zone and marine resources in Madagascar. *Ocean and Coastal Management*, 49(11), 855–872. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.08.003>
150. Ramesh, R., Banerjee, K., Paneer Selvam, A., Lakshmi, A., Krishnan, P., & Purvaja, R. (2018). Legislation and policy options for conservation and management of seagrass ecosystems in India. *Ocean & Coastal Management*, 159, 46–50. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.12.025>

151. Ranaivomanana Lala NJ, Cormier Salem MC, Fontenelle Guy, Philippe Meral, Ramiaramanana Jeannot, Ralijaona Christian, Hélène Andre-Bigot, Ranaivoson Eulalie (2006). Identification des conditions d’appropriation de la gestion durable des ressources naturelles et des écosystèmes : « Cas du Grand Récif de Toliara ». 192.
152. Ranaivoson S, Dominique H, Razanaka S, Samisoa, Rakotoarisaheno R, Rivolalal B, Zafimarolahy JB, Ramanankierana H, Bernard M (‘2018). Defis, Enjeux Et Politiques : Migration, Environnement Et Changements Climatiques A (Organisation internationale pour les migrations). email : iommadagascar@iom.int. Retrieved from www.iom.int
153. Raveloarisoa, F. G. (2008). Etude pr elimitaire sur la diversité et la répartition des phanérogames marines dans la baie de Ranobe (Mémoire de fin d’étude). Madagascar, Toliara.
154. Reef Doctor. 2013. Reef Doctor: Research, Education, Conservation. 1(1), 6.
155. Romano, E., Magno, M. C., & Bergamin, L. (2017). Grain size data analysis of marine sediments, from sampling to measuring and classifying. A critical review. *Marine Geology*, 389, 1–15.
156. Roy R, Shanna D, Sam P. 2009. Mapping Velondriake: The application of bathymetric and marine habitat mapping to support conservation planning, southwest Madagascar. 18.

S

157. Samper-Villarrea, J., Saunders, M., Mumby, P., Lovelock, C., & Roelfsema, C. (2015). *Dynamics of carbon storage in subtropical seagrass meadows*. The University of Queensland.
158. Sargent, F. J., Leary, T. J., Crewz, D. W., & Kruer, C. R. (1995). *Scarring of Florida’s seagrasses: Assessment and management options* (p. 33).
159. Serrano, O., Mazarrasa, I., Fourqurean, J. W., Serrano, E., Baldock, J., & Sanderman, J. (2023). Flaws in the methodologies for organic carbon analysis in seagrass blue carbon soils. *Limnology and Oceanography: Methods*, 21(12), 814–827. <https://doi.org/10.1002/lom3.10583>
160. Short, F. T., Coles, R. G., & Pergent-Martini, C. (2001). Global seagrass distribution. In F. T. Short & R. G. Coles (Eds.), *Global seagrass research methods* (pp. 5–30). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-044450891-1/50002-5>
161. Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S., Calumpong, H. P., Carruthers, T. J. B., Coles, R. G., Dennison, W. C., Erftemeijer, P.

- L. A., Fortes, M. D., Freeman, A. S., Jagtap, T. G., Kamal, A. H. M., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., La Nafie, Y. A., Nasution, I. M., Orth, R. J., & Zieman, J. C. (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, *144*(7), 1961–1971. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.04.010>
162. Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., & Waycott, M. (2007). Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *350*(1–2), 3–20. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.012>
163. Sivakumar, K., Johnson, J. A., Pande, A., Gole, S., Dudhat, S., Shekar, S., Pathan, S., Ghanekar, C., Dikshit, D., Magesh, M. K., Rajpurkar, S., Seal, S., Bayyana, S., Patel, S., Saini, H., Prajapati, S., Hatkar, P., Mehta, D., Bose, S., Tripura, V., Christian, G., Yellapu, S., Sharma, S., Semwal, R., & Pacha, A. (2020). *Annual progress report IV (2019-20), CAMPA- Recovery of dugongs and their habitats in India: An integrated participatory approach* (pp. 1–313). Wildlife Institute of India, Ministry of Environment, Forest & Climate Change.
164. Stokes, H. J., Mortimer, J. A., Hays, G. C., Unsworth, R. K. F., Laloë, J.-O., & Esteban, N. (2019). Green turtle diet is dominated by seagrass in the Western Indian Ocean except amongst gravid females. *Marine Biology*, *166*(10), 135. <https://doi.org/10.1007/s00227-019-3584-3>

T

165. Todinanahary, G. G. B., Behivoke, F., Nomenisoa, A. L., Ravelojaona, D. K., Rakotoson, A. T., Tatangirafeno, S., Rakotonjanahary, F., Tsiresy, G., Mara, E. R., Eeckhaut, I., & Lavitra, T. (2016). *Inventaire et étude de faisabilité de sites propices à l'algoculture, l'holothuriculture, la gestion de l'exploitation de poulpes et de crabes dans la Région Atsimo Andrefana* (Rapport d'étude, MHSA – PRU, Contrat n° 166/C/PIC2/2016, 357 p.). <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22042.06082>
166. Torre-Castro, D. L. M., Björk, M., Eklöf, J. S., & Rönnbäck, P. (2009). Seagrass importance in food provisioning services: Fish stomach content as a link between seagrass meadows and local fisheries. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, *7*(1). <https://doi.org/10.4314/wiojms.v7i1.48257>
167. Torre-Castro, D. L. M. (2006). *Humans and seagrasses in East Africa: A social-ecological systems approach* (Doctoral dissertation). Stockholm University, Department of Systems Ecology.

168. Torres-Pulliza, D., Wilson, J. R., Darmawan, A., Campbell, S. J., & Andréfouët, S. (2013). Ecoregional scale seagrass mapping: A tool to support resilient MPA network design in the Coral Triangle. *Ocean & Coastal Management*, 80, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.04.005>
169. Trevathan-Tackett, S. M. (2011). *Physiology and biochemistry of the tropical seagrass Thalassia testudinum in response to hypersalinity stress and Labyrinthula sp. infection* (Doctoral dissertation).

U

170. United Nations Environment Programme – Nairobi Convention/WIOMSA. (2020). *Guidelines for seagrass ecosystem restoration in the Western Indian Ocean region*. WIO.
171. United Nations Environment Programme. (2020). *Out of the blue: The value of seagrasses to the environment and to people*. UNEP, Nairobi.
172. Unsworth, R. K. F. (2019). Sowing the seeds of seagrass recovery using hessian bags. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, Article 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00007>
173. Unsworth, R. K. F., Cullen, L. C., Pretty, J. N., Smith, D. J., & Bell, J. J. (2010). Economic and subsistence values of the standing stocks of seagrass fisheries: Potential benefits of no-fishing marine protected area management. *Ocean & Coastal Management*, 53(5–6), 218–224. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.04.002>
174. Unsworth, R. K. F., McKenzie, L. J., Collier, C. J., Cullen-Unsworth, L. C., Duarte, C. M., Eklöf, J. S., Jarvis, J. C., Jones, B. L., & Nordlund, L. M. (2019). Global challenges for seagrass conservation. *Ambio*, 48(8), 801–815. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1115-y>

V

175. Vanderklift, M. A., Gorman, D., & Andrew, D. L. (2019). Blue carbon in the Indian Ocean: A review and research agenda. *Journal of the Indian Ocean Region*, 15(2), Article 2. <https://doi.org/10.1080/19480881.2019.1625209>
176. Vanderklift, M. A., Herr, D., Lovelock, C. E., et al. (2022). A guide to international climate mitigation policy and finance frameworks relevant to the protection and

restoration of blue carbon ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 9, 872064.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2022.872064>

177. Veriza, F., & André-Bigot, H. (2020). ‘Vézoïfication’: Constitution et recomposition de l’identité Vezo du sud-ouest de Madagascar (p. 20).
178. Vieira, M. L. M., de Lima, C. L. A., de Souza, J. R. B., & Feitosa, J. L. L. (2020). Effects of beach seine fishing on the biodiversity of seagrass fish assemblages. *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101527. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101527>

W

179. Wallner-Hahn, S., Dahlgren, M., & Torre-Castro, D. L. M. (2022). Linking seagrass ecosystem services to food security: The example of southwestern Madagascar’s small-scale fisheries. *Ecosystem Services*, 53, 101381.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101381>
180. Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T., & Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30), 12377–12381. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>

Y

181. York, P. H., Smith, T. M., Coles, R. G., McKenna, S. A., Connolly, R. M., Irving, A. D., Jackson, E. L., McMahon, K., Runcie, J. W., Sherman, C. D. H., Sullivan, B. K., Trevathan-Tackett, S. M., Brodersen, K. E., Carter, A. B., Ewers, C. J., Lavery, P. S., Roelfsema, C. M., Sinclair, E. A., Strydom, S., ... Whitehead, S. (2017). Identifying knowledge gaps in seagrass research and management: An Australian perspective. *Marine Environmental Research*, 127, 163–172.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.06.006>

Z

182. Zieman, J. C. (1976). The ecological effects of physical damage from motor boats on turtle grass beds in Southern Florida. *Aquatic Botany*, 2, 127–139.
[https://doi.org/10.1016/0304-3770\(76\)90015-2](https://doi.org/10.1016/0304-3770(76)90015-2)

183. Zoffoli, M. L., Frouin, R., & Kampel, M. (2014). Water column correction for coral reef studies by remote sensing. *Sensors*, *14*(9), 16881–16931. <https://doi.org/10.3390/s140916881>
184. Zoffoli, M. L., Gernez, P., Rosa, P., Le Bris, A., Brando, V. E., Barillé, A.-L., Harin, N., Peters, S., Poser, K., Spaias, L., Peralta, G., Barillé, L. (2020). Sentinel-2 remote sensing of *Zostera noltei*-dominated intertidal seagrass meadows. *Remote Sensing of Environment*, *251*, 112020. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112020>

ANNEXES



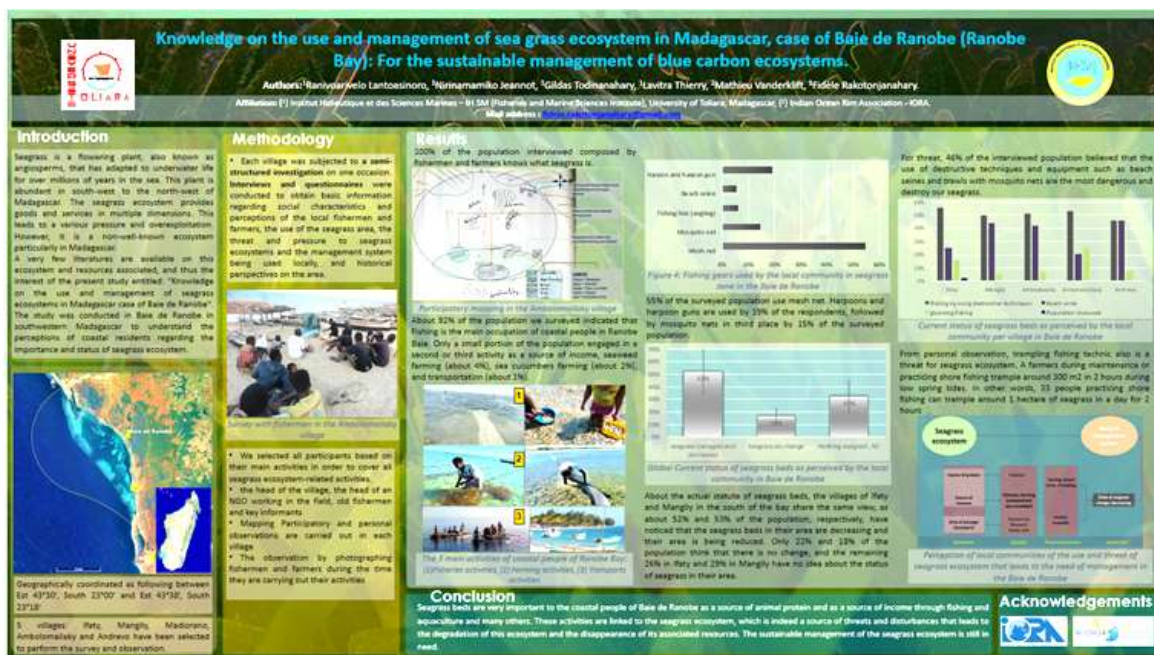
Annexe 1 : Liste des posters publiés

Publication Poster : Symposium sur la Biodiversité Marine, décembre 2024 à l'Hôtel Le Vahiné, Toliara

Les herbiers marins de Madagascar : un écosystème précieux sous pression nécessitant une gestion durable : Auteurs : Fidèle Rakotonjanahary^{1*}, Toky Razakarisoa¹, Jeannot Nirinamamiko¹, Nomenisoa Aina LeDon¹, Cicelin Rakotomahazo¹, Henitsoa Jaonalison², Gildas George Boleslas Todinanahary¹, Claudia Rodine¹, Gilles Lepoint², Mathew A. Vanderklift³, Lantoasinoro Ranivoarivelo¹, Thierry Lavitra¹. Affiliation: 1: Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), University of Toliara, 48B042 Rue Dr Rabesandratana HD, PO Box 141 - Toliara 601, Madagascar. 2: Trophic and Isotopic Ecology Laboratory, UR FOCUS, University of Liège, BAT. B6C Océanologie, Allée du six Août, 11-4000 Liège. B6c - Chimie Licences et recherche, Quartier Agora, 4000 Liège 1, Belgium. 3:

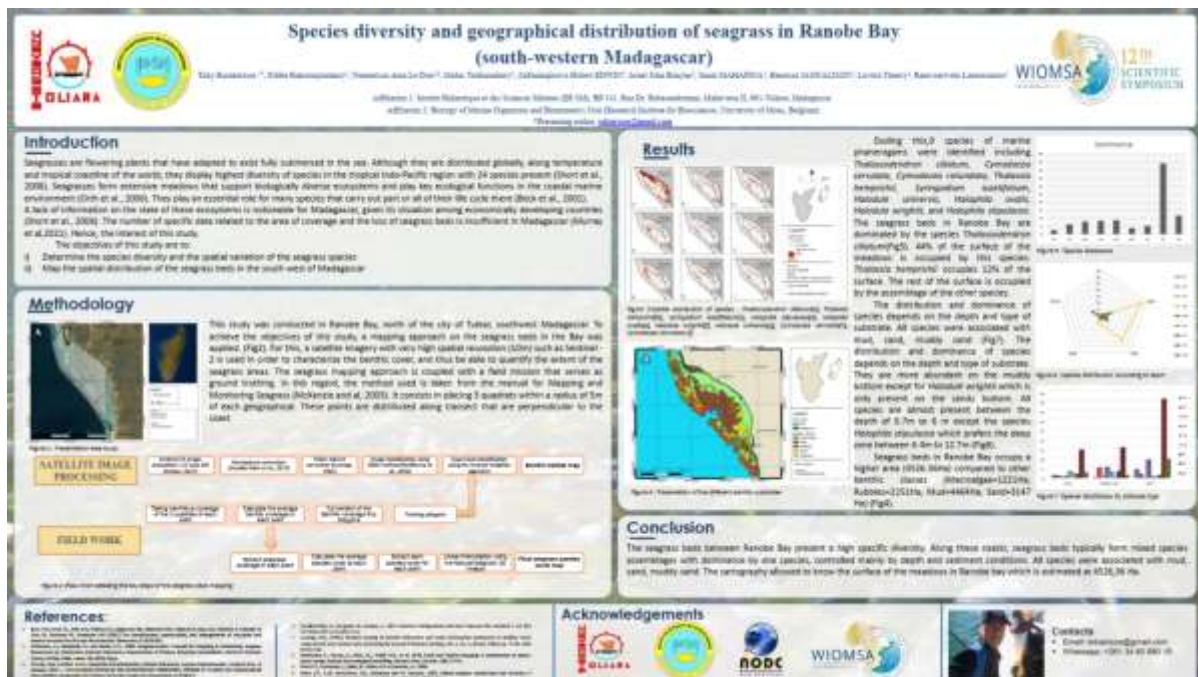
Publications Posters: WIOMSA Symposium October 2022 in South Africa, Port Elisabeth.

✓ **Knowledge on the use and management of seagrass ecosystems in Madagascar, case of Baie de Ranobe (Ranobe Bay):** For the sustainable management of blue carbon ecosystems. Authors: 1Ranivoarivelo Lantoasinoro, 1Nirinamamiko Jeannot, 1Gildas Todinanahary, 1Lavitra Thierry, 2Mathieu Vanderklift, **1Fidèle Rakotonjanahary**. Affiliation: (1) Institut Halieutique et des Sciences Marines – IH.SM (Fisheries and Marine Sciences Institute), University of Toliara, Madagascar, (2) Indian Ocean Rim Association - IORA. Mail address: fidele.rakotonjanahary@gmail.com



✓ **Faunal diversity associated with seagrass in Baie de Ranobe, SW Madagascar:** Authors: **1Fidèle Rakotonjanahary**, 1Rakotonirina Rogelia Jenny L. , 1Gildas Todinanahary, 1Lavitra Thierry, 2Mathieu Vanderklift, 1Ranivoarivelo Lantoasinoro. Affiliation: (1) Institut Halieutique et des Sciences Marines – IH.SM (Fisheries and Marine Sciences Institute), University of Toliara, Madagascar, (2) Indian Ocean Rim Association - IORA. Mail address: fidele.rakotonjanahary@gmail.com

✓ **Species diversity and geographical distribution of seagrass in Ranobe Bay (south-western Madagascar).** Authors: Toky Razakarisoa 1*, Fidèle Rakotonjanahary1, Nomenisoa Aina Le Don1,2, Gildas Todinanahary1, Zafimampiravo Hubert EDWIN1, Israel John Bunyan1, Jamal MAHAFINA1, Henitsoa JAONALISON1, Lavitra Thierry1, Ranivoarivelo Lantoasinoro1. Affiliation: (1) Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), BP 141, Rue Dr. Rabesandratana, Mahavatse II, 601-Toliara, Madagascar, (2) Biology of Marine Organisms and Biomimetics Unit (Research Institute for Biosciences, University of Mons, Belgium) *Presenting author, tokiarisoa@gmail.com



Annexe 2 : Article scientifiques

Articles produits et acceptés dans le cadre de cette thèse dans le journal :
African Journal of Marine Sciences.

- **Link:** (<https://doi.org/10.2989/1814232X.2024.2321857>)

✓ **Use and management of seagrass ecosystems of South-Western Madagascar, case of the Baie de Ranobe:** Authors: ¹Fidèle Rakotonjanahary, ¹Nirinamamiko Jeannot, ¹Razakarisoa Toky, ¹Gildas Todinanahary, ¹Lavitra Thierry, ²Mathieu Vanderklift, ¹Cicelin Rakotomahazo, ¹Ranivoarivelo Lantoasinoro. **Affiliation:** (¹) Institut Halieutique et des Sciences Marines – IH.SM (Fisheries and Marine Sciences Institute), University of Toliara, Madagascar, (²) Indian Ocean Rim Association - IORA. **Mail address:** fidele.rakotonjanahary@gmail.com

Articles produits et soumis dans le cadre de cette thèse, dans le journal : (link)

✓ **Spatial patterns of Seagrass Community structure in the Bay of Ranobe MPA, Southwest Madagascar, and Implications for Conservation and Management. Authors: Fidèle Rakotonjanahary¹, Razakarisoa Toky¹, Nomenisoa Aina LeDon¹, Gildas Todinanahary¹, Lavitra Thierry¹, Gilles Lepoint², Mathieu Vanderklift³, Ranivoarivelo Lantoasinoro¹. **Affiliation** : (1) Institut Halieutique et des Sciences Marines – IH.SM (Fisheries and Marine Sciences Institute), University of Toliara, Madagascar, (2) Laboratoire d'Écologie Trophique et Isotopique (LETIS), UR FOCUS, Université de Liège, (3) Indian Ocean Rim Association – IORA. **Mail address:** fidele.rakotonjanahary@gmail.com**

Article en cours de préparation

✓ **Sedimentary Carbon stocks in a shallow and deep seagrass of Ranobe Bay: A first study for Southwestern region and Madagascar. Authors: Fidèle Rakotonjanahary¹, Pepin Jonathan¹, Gilles Lepoint², Cicelin Rakotomahazo¹, Henitsoa Jaonalison¹, Gildas Todinanahary¹, Claudia Rodine¹, Mathew A Vanderklift³, Lantoasinoro Ranivoarivelo¹, Lavitra Thierry¹. **Affiliation** : (1) Institut Halieutique et des Sciences Marines – IH.SM (Fisheries and Marine Sciences Institute), University of Toliara, Madagascar, (2) Indian Ocean Rim Association – IORA, (3) Laboratoire d'Écologie Trophique et Isotopique (LETIS), UR FOCUS, Université de Liège. **Mail address:** fidele.rakotonjanahary@gmail.com.**

Annexe 3 : Liste des Conférences et workshop : Participation et organisation.

✓ **Workshop:** Red List of Ecosystems Seagrass in Western Indian Ocean. Date: 31th October – 1st November 2024. Venue: Hotel Verde, Zanzibar, Tanzania. Organized by WIOMSA, IUCN

✓ **Workshop:** Developing a Regional Seagrass Status Report Workshop Date: 30th – 31th October 2024. Venue: Hotel Verde, Zanzibar, Tanzania. Organized by WIOMSA, IUCN

✓ **Workshop:** Seagrass Mapping and Management workshop in the Western Indian Ocean. Date: 28th – 29th October 2024. Venue: Hotel Verde, Zanzibar, Tanzania. Organized by WIOMSA, The Pew Charitable Trusts and Oxford University

✓ **Doctoriale Hayka:** Doctoriales Ampefy, Madagascar du 29 septembre – 5 octobre 2024.

✓ **Training Workshop:** Developing a path towards national-scale seagrass maps in the Indo-Pacific, 21-24 November 2022. Mantra Hotel – South Bank, Brisbane, Australia

✓ **Training Workshop:** On “Research and Sustainable Management of Blue Carbon Ecosystems In The Indian Ocean”, Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), University of Toliara, Madagascar. Date: 27 November – 02 December 2022, Toliara, Madagascar

✓ **Training workshop:** Improving knowledge for research on blue carbon in the. Western Indian Ocean. Focus on seagrass and mangrove ecosystems. Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), University of Toliara, Madagascar. Date: April 29 to May 4, 2019

✓

Conférences et ateliers

| Année | Établissement |
|-------------|--|
| 2024 | Seagrass policy and seagrass mapping |
| 2022 | Équipe organisatrice d'un atelier international de formation sur la "Recherche pour la gestion durable des écosystèmes de carbone bleu dans l'Océan Indien" avec un focus sur les Écosystèmes des herbiers marins et des mangroves. L'atelier s'est déroulé du 27 novembre au 02 Décembre 2022, à l'Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), Université de Toliara, Madagascar |
| 2022 | Participation au 12e symposium scientifique de la WIOMSA (Western Indian Ocean Marine Science Association) qui s'est tenu du 10 au 15 octobre 2022 au Boardwalk Convention Centre, Nelson Mandela <i>Bay, Afrique du Sud</i> . Présentation d'un poster intitulé « Connaissances sur l'utilisation et la gestion des écosystèmes d'herbiers marins à Madagascar : Une étude de cas de la baie de Ranobe pour la gestion durable des écosystèmes de carbone bleu. » |
| 2022 | Participation à un atelier de formation intitulé « Developing a path towards national-scale seagrass maps in Indo-Pacific » du 21 au 24 novembre 2022, au Mantra Hotel - <i>South Bank, Brisbane, Australie</i> . |
| 2019 | Équipe Organisatrice d'une conférence internationale intitulée "Améliorer les Connaissances pour la recherche sur le carbone bleu dans l'océan Indien occidental du 29 avril au 4 mai 2019, à l'Institut Halieutique et des Sciences Marines (IH.SM), Université de Toliara, Madagascar. |

Annexe 4: Informations liés aux chapitres “Use and management of seagrass ecosystems in Southwestern Madagascar”

Questionnaires des enquêtes : Niveau de connaissance des herbiers

| | | |
|----|--|-----------------------------|
| 2. | Quels sont les espèces des herbiers que vous savez ? | Identifier les espèces |
| 3. | Où on peut trouver ces espèces | Identifier la zone |
| 4. | Est-ce que vous savez la superficie de la zone des herbiers | Surface |
| 5. | La zone des herbiers s'étend d'où jusqu'où ? | Point spécifique |
| 6. | Comment peut-on différencier les herbiers des autres plantes marines ? | Morphologie, |
| 7. | Y-a-t-il des moments dans lesquels les herbiers sont en abondance ? | Période de l'année (saison) |
| 8. | Dans quelle partie les herbiers sont très abondants ? | Zone côtière, en profondeur |
| 9. | Est-ce que l'abondance varie en fonction du fondeur ? | Oui/Non |

Questionnaires des enquêtes : Utilisation traditionnelle

| | | |
|-----|--|---------|
| 10. | Utilisez-vous les herbiers marins dans la culture traditionnelle ? | Oui/Non |
|-----|--|---------|

Questionnaires des enquêtes : Utilisation pour la pêche

| | | |
|-----|---|--------------------------------|
| 11 | Utilisez-vous les herbiers marins comme zone de pêche ? | Oui/Non |
| 12. | Pendant quel moment fréquentez-vous la zone des herbiers ? | Saisonnier, men |
| 13. | Quels types de pêche pratiquez-vous dans la zone des herbiers ? | Lister |
| 14. | Quelles espèces pêchez-vous sur la zone des herbiers ? | Lister les espèce vernaculaire |

| | | |
|-----|---|------------------------|
| 15. | Combien de kilo de poissons rapportez-vous lors de la pêche sur la zone des herbiers ? | Utiliser une référence |
| 16. | Quels types de matériels utilisez-vous ? | Lister |
| 17. | Combien de matériels utilisez-vous ? | Compter et liste |
| 18. | Combien de temps passerez-vous sur la zone des herbiers ? | Demi-journée, T |
| 19. | Combien de fois fréquentez-vous la zone des herbiers ? | 1fois,2fois, xfoi |
| 20. | Est-ce que vous partez sur la zone pendant la marée haute ou pendant la marée basse ? | Marée haute/M |
| 21. | Quand vous êtes sur la zone, vous restez sur la pirogue ou piétinez-vous la zone ? | Rester/Descend |
| 22. | Y-a-t-il des périodes où les poissons sont abondants sur la zone ? Lesquelles ? | Saison, mois |
| 23. | Est-ce que les femmes pratiquent des activités sur la zone des herbiers ? | Oui/Non |
| 24. | Quelles activités pratiquent les femmes sur la zone des herbiers ? | Lister les activités |
| 25. | Est-ce que les femmes vont souvent sur la zone des herbiers ? Période | Oui/Mois, jour |
| 26. | Est-ce que vous observez un rétrécissement de la zone de pêche sur les herbiers ? | Oui/Non |
| 27. | Des pêcheurs venant d'autres villages pratiquent aussi leur activité sur la zone des herbiers ? | Oui/Non |
| 28. | D'où viennent ces pêcheurs ? de quels villages ? | Nommer les villages |

Questionnaires des enquêtes : Utilisation pour l'aquaculture

| | | |
|-----|---|---------|
| 29. | Est-ce que la zone des herbiers est utilisée pour l'aquaculture ? | Oui/Non |
|-----|---|---------|

| | | |
|-----|--|---------------------------------|
| 30. | Quel type d'aquaculture pratiquez-vous sur la zone des herbiers ? | Identifier (Holothurie, autres) |
| 31. | Depuis quand pratiquez-vous ce type d'aquaculture ? | Date exacte |
| 32. | Combien d'hectare occupez-vous pour la pratique de ce type d'aquaculture ? | Surface totale (ha) |
| 33. | Raclez-vous la zone des herbiers lors de la pratique de ce type de culture ? | Oui/Non |
| 34. | Est-ce qu'il y a une compensation attribuée à la surface raclee ? | Oui/Non |
| 35. | Y a-t-il une culture de restauration ? où ? | Oui/Non, Lieu |
| 36. | Selon vous, la pratique de ce type d'aquaculture ne gêne pas les pêcheurs ? Pourquoi ? | Oui/Non |
| 37. | Est-ce qu'il avait un conflit entre vous et les pêcheurs ? Si oui, Quand et pourquoi ? | Oui/Non, période, raison |

Questionnaires des enquêtes : Utilisation pour le tourisme

| | | |
|-----|---|---------|
| 38. | Des touristes viennent par ici ? | Oui/Non |
| 39. | Sont-ils fréquents ? | Oui/Non |
| 40. | Est-ce qu'ils utilisent la zone des herbiers ? | Oui/Non |
| 41. | Est-ce que vous observez des changements sur la zone des herbiers lors de son passage ? | Oui/Non |

Questionnaires des enquêtes : Perception de l'importance des herbiers

| | | |
|-----|---|---------------|
| 42. | Les herbiers sont-ils importants pour vous ? | 0-1-2-3-4 |
| 43. | Pourquoi ils sont importants ? | Raison |
| 44. | Selon vous, est-ce que les herbiers sont plus importants que les mangroves ? récifs ? | Raison |
| 45. | Qu'est-ce qui différencie les herbiers des autres écosystèmes ? | Particularité |

| | | |
|-----|--|--|
| 46. | Autres l'utilisation pour la pêche et l'aquaculture, remarquez-vous d'autres importances ? | Identifier lesquels |
| 47. | Est-ce que vous remarquez une dégradation de la zone des herbiers ? | Oui/Non |
| 48. | Selon vous quels sont les causes de cette dégradation ? | Identifier les causes possibles |
| 49. | Est-ce qu'il est lié à l'aquaculture ? Pourquoi ? | Oui/Non, Identifier les causes |
| 50. | Est-ce qu'il est lié à l'utilisation de certains matériels de pêche ? | Oui/Non, identifier les matériels en cause |
| 51. | Quels sont les matériels de pêche le plus destructifs ? | Lister et déterminer |
| 52. | Combien de personne utilise ce type de matériels ? | Identifier ses activités |
| 53. | L'utilisation de ces matériels n'est pas interdite ? | Oui/Non |

Questionnaires des enquêtes : Loi et réglementation

| | | |
|-----|--|---|
| 54. | Est-ce qu'il y a des réglementations sur l'utilisation de la zone des herbiers ? | Oui/Non, identifier (communautaire, communal) |
| 55. | Depuis quand, la réglementation a été instaurée ? | Date, période |
| 56. | Qui sont les membres ? | Identifier les membres (pêcheurs, autres) |
| 57. | Qui sont le responsable de l'application de cette réglementation ? | Identifier le responsable |
| 58. | Selon vous, une telle réglementation est-elle nécessaire ? | Oui/Non |
| 59. | Est-ce que c'est suffisant pour la protection de la zone ? | Oui/Non, évaluer |

| | | |
|-----|---|-------------------------------|
| 60. | Selon vous, le renforcement de la réglementation est-il nécessaire ? Pourquoi ? | Oui/Non, déterminer la raison |
| 61. | Existe-t-il des organisations protectrices de la zone des herbiers ? | Oui/non, identifier |
| 62. | Y a-t-il une coopération entre les communautés et les organisations ? | Oui/Non |
| 63. | Est-ce qu'il y a des amendes pour les fautifs ? | Oui/Non, identifier |

Questionnaires des enquêtes : Conflit d'utilisation de la zone des herbiers

| | | |
|-----|---|-----------------------|
| 64. | Est-ce que vous rencontrez des conflits sur l'utilisation de la zone des herbiers ? | Oui/Non |
| 65. | Quels genres de conflits existent ? | Identifier |
| 66. | Selon vous, quels sont les causes de ces conflits ? | Déterminer les causes |
| 67. | Est-ce que c'est lié à la présence d'une ferme aquacole ? | Oui/Non, autres |
| 68. | Est-ce que c'est lié au rétrécissement de la zone de pêche ? | Oui/Non |
| 69. | Est-ce que c'est lié à d'autres phénomènes ? | Oui/Non, identifier |
| 70. | Est-ce que ces conflits sont entre les pêcheurs et/ou entre les aquaculteurs ? | Identifier |
| 71. | Est-ce que l'utilisation des matériels non adéquats provoque des conflits ? | Oui/Non |
| 72. | Est-ce que des pêcheurs venant d'autres villages posent des problèmes ? | Oui/Non |
| 73. | Quels sont les fréquences d'activités d'autres pêcheurs sur la zone des herbiers ? | Périodique, rare |
| 74. | Existe-t-il une collaboration entre les locaux et les autres pêcheurs ? Laquelle ? | Oui/Non, identifier |

Informations sur la population de la baie de Ranobe (en gris les 5 villages étudiés)

| FOKONTANY | SEXE MASCULIN | | | | | SEXE FEMININ | | | | | Grand Total |
|-----------------------|---------------|------------|-------------|-------------|---------------|--------------|------------|-------------|-------------|---------------|---------------|
| | 0 à 6 ans | 6 à 18 ans | 18 à 60 ans | 60 ans et + | Sous Total | 0 à 6 ans | 6 à 18 ans | 18 à 60 ans | 60 ans et + | Sous Total | |
| ANDREVO BAS | 308 | 435 | 481 | 47 | 1 271 | 278 | 417 | 412 | 58 | 1 165 | 2 436 |
| MADIORANO | 72 | 95 | 152 | 28 | 347 | 59 | 87 | 99 | 49 | 294 | 641 |
| BETSIBAROKE | 75 | 95 | 310 | 44 | 524 | 85 | 195 | 247 | 42 | 569 | 1 093 |
| AMBOLOMAILAKE | 134 | 459 | 470 | 91 | 1 154 | 121 | 481 | 472 | 128 | 1 202 | 2 356 |
| IFATY | 230 | 416 | 441 | 61 | 1 148 | 300 | 448 | 498 | 52 | 1 298 | 2 446 |
| MANGILY | 7 100 | 4 507 | 2 675 | 282 | 14 564 | 4 888 | 3 412 | 2 772 | 169 | 11 241 | 25 805 |
| AMBOABOAKE | 38 | 106 | 260 | 20 | 424 | 58 | 103 | 162 | 18 | 341 | 765 |
| TSIVONOE | 33 | 114 | 118 | 124 | 389 | 64 | 74 | 74 | 62 | 274 | 663 |
| AMBOTSIBOTSIKE | 192 | 216 | 87 | 6 | 501 | 197 | 242 | 96 | 11 | 546 | 1 047 |
| TSONGORITLO | 133 | 162 | 142 | 22 | 459 | 81 | 112 | 127 | 62 | 382 | 841 |
| BERAVE | 65 | 130 | 326 | 29 | 550 | 23 | 56 | 160 | 52 | 291 | 841 |
| AMBALABOY | 112 | 105 | 138 | 60 | 415 | 80 | 92 | 127 | 20 | 319 | 734 |
| BELALANDA | 953 | 671 | 728 | 549 | 2 901 | 549 | 477 | 530 | 300 | 1 856 | 4 757 |

Réponses des enquêtes : Utilisations et Gestion Des herbiers marins (Les variables)

| Number | Village | Gender | age | Tribes | knowledge | ID_Seagrass | Status | Threat | Degree of threat | Cause of degradation | Consequences of threats |
|--------|---------------|--------|-----|--------|-----------|-----------------------------|-----------------------|------------------------------------|------------------|----------------------|-------------------------|
| 1 | Andrevo | M | 34 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | No fishes | No fishes |
| 2 | Andrevo | W | 41 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | Social conflict |
| 3 | Andrevo | W | 32 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | No answer | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 4 | Andrevo | M | 34 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Grazing | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 5 | Andrevo | M | 50 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | No answer | Grazing | High | Destructive technics | No fishes |
| 6 | Andrevo | M | 46 | Vezo | Yes | No answer | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 7 | Andrevo | M | 38 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | Moderate | Migration | No fishes |
| 8 | Andrevo | M | 48 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 9 | Andrevo | W | 45 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Migration | No fishes |
| 10 | Andrevo | M | 60 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 11 | Andrevo | M | 36 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 12 | Andrevo | M | 60 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 13 | Andrevo | M | 58 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 14 | Andrevo | M | 50 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 15 | Andrevo | M | 45 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Hydrodinamism and high temperature | High | Migration | No fishes |
| 16 | Andrevo | M | 50 | Vezo | Yes | Akatan-driaky or ahi-driaky | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 17 | Ambolomailake | M | 45 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 18 | Ambolomailake | M | 36 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |

| | | | | | | | | | | | |
|----|---------------|---|----|----------|-----|------------------|-----------------------|---------------------------|----------|----------------------|----------------|
| 19 | Ambolomailake | M | 46 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Grazing | High | Destructive technics | No fishes |
| 20 | Ambolomailake | M | 35 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Grazing | Moderate | No answer | No consequence |
| 21 | Ambolomailake | M | 40 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Low | Destructive technics | No consequence |
| 22 | Ambolomailake | M | 27 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Grazing | Moderate | No answer | No seagrass |
| 23 | Ambolomailake | M | 30 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Grazing | High | No answer | No seagrass |
| 24 | Ambolomailake | M | 45 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Grazing | Moderate | No answer | No answer |
| 25 | Ambolomailake | M | 50 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Migration | No answer |
| 26 | Ambolomailake | M | 50 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 27 | Ambolomailake | M | 34 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 28 | Ambolomailake | M | 48 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Grazing | Moderate | No answer | No fishes |
| 29 | Amboaboake | M | 30 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 30 | Amboaboake | M | 50 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 31 | Mangily | M | 32 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 32 | Mangily | W | 36 | Masikoro | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | No threat | Low | No answer | No answer |
| 33 | Andrevo | M | 18 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 34 | Andrevo | M | 26 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 35 | Andrevo | M | 22 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | No answer | Destructive fishing gears | High | Migration | No seagrass |
| 36 | Andrevo | W | 24 | Masikoro | Yes | Ariano or Oriana | No answer | Destructive fishing gears | Low | Destructive technics | No fishes |
| 37 | Andrevo | W | 29 | Masikoro | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 38 | Andrevo | M | 36 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 39 | Andrevo | M | 58 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |

| | | | | | | | | | | | |
|----|---------------|---|----|----------|-----|------------------|-----------------------|------------------------------------|----------|----------------------|-------------|
| 40 | Andrevo | M | 41 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 41 | Andrevo | W | 46 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 42 | Andrevo | M | 49 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 43 | Andrevo | M | 20 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 44 | Andrevo | M | 25 | Masikoro | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 45 | Andrevo | M | 30 | Masikoro | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Grazing | Moderate | No answer | No answer |
| 46 | Andrevo | W | 22 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | No answer | Destructive fishing gears | High | Migration | No job |
| 47 | Ambolomailake | W | 38 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 48 | Ambolomailake | M | 34 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 49 | Ambolomailake | M | 40 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 50 | Ambolomailake | M | 45 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Grazing | High | Grazing | No answer |
| 51 | Ambolomailake | M | 20 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 52 | Ambolomailake | M | 29 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 53 | Ambolomailake | M | 46 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 54 | Ambolomailake | M | 47 | Vezo | Yes | No answer | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | No answer | No fishes |
| 55 | Ambolomailake | M | 24 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 56 | Ambolomailake | M | 29 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Hydrodinamism and high temperature | High | Destructive technics | No seagrass |
| 57 | Ambolomailake | M | 33 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | No answer | No fishes |
| 58 | Ambolomailake | M | 50 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | No answer | No fishes |
| 59 | Ambolomailake | M | 45 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Low | No answer | No answer |
| 60 | Ambolomailake | M | 49 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |

| | | | | | | | | | | | |
|----|---------------|---|----|----------|-----|------------------|-----------------------|------------------------------------|-----------|----------------------|-----------|
| 61 | Ambolomailake | M | 43 | Vezo | Yes | No answer | Damaged and decreased | Grazing | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 62 | Ambolomailake | M | 29 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Grazing | High | Destructive technics | No fishes |
| 63 | Ambolomailake | M | 23 | Masikoro | Yes | Lomotsy beravy | No answer | No threat | Low | No answer | No answer |
| 64 | Ambolomailake | M | 19 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 65 | Ambolomailake | M | 21 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | No answer | Destructive technics | No fishes |
| 66 | Ambolomailake | M | 33 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 67 | Ambolomailake | M | 23 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | No answer | No answer | No answer |
| 68 | Ambolomailake | M | 36 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Ignorance | No answer |
| 69 | Ambolomailake | M | 28 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 70 | Ambolomailake | M | 23 | Vezo | Yes | No answer | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 71 | Ambolomailake | M | 47 | Masikoro | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | No answer | No answer |
| 72 | Ambolomailake | M | 24 | Vezo | Yes | No answer | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 73 | Ambolomailake | M | 30 | Masikoro | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 74 | Amboaboake | M | 45 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 75 | Amboaboake | M | 24 | Vezo | Yes | No answer | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 76 | Amboaboake | M | 20 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Hydrodinamism and high temperature | High | Destructive technics | No fishes |
| 77 | Amboaboake | M | 47 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Grazing | Moderate | Naturel | No answer |
| 78 | Amboaboake | M | 27 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 79 | Amboaboake | M | 50 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | Moderate | Migration | No fishes |
| 80 | Amboaboake | W | 28 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 81 | Amboaboake | M | 30 | Masikoro | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | Grazing | Low | Naturel | No answer |
| 82 | Amboaboake | M | 60 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |

| | | | | | | | | | | | |
|-----|------------|---|----|----------|-----|------------------|-----------------------|------------------------------------|----------|----------------------|----------------|
| 83 | Amboaboake | M | 32 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Hydrodinamism and high temperature | Moderate | Destructive technics | No answer |
| 84 | Amboaboake | M | 27 | Vezo | Yes | No answer | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 85 | Amboaboake | M | 22 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Grazing | Low | Naturel | No answer |
| 86 | Amboaboake | M | 32 | Vezo | Yes | No answer | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 87 | Amboaboake | M | 50 | Masikoro | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Hydrodinamism and high temperature | High | Destructive technics | No fishes |
| 88 | Amboaboake | M | 21 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No answer |
| 89 | Amboaboake | M | 23 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | Grazing | Moderate | Naturel | No answer |
| 90 | Amboaboake | M | 50 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Hydrodinamism and high temperature | High | Migration | No fishes |
| 91 | Amboaboake | M | 28 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 92 | Amboaboake | M | 55 | Vezo | Yes | No answer | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 93 | Amboaboake | M | 33 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 94 | Mangily | M | 47 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No consequence |
| 95 | Mangily | M | 34 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Hydrodinamism and high temperature | Low | No answer | No answer |
| 96 | Mangily | M | 31 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 97 | Mangily | M | 40 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Hydrodinamism and high temperature | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 98 | Mangily | M | 48 | Vezo | Yes | No answer | Unchanged | No threat | Low | No answer | No answer |
| 99 | Mangily | M | 35 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 100 | Mangily | M | 38 | Masikoro | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 101 | Mangily | M | 43 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 102 | Mangily | M | 43 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 103 | Mangily | M | 54 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 104 | Mangily | M | 45 | Vezo | Yes | No answer | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |

| | | | | | | | | | | | |
|-----|---------|---|----|----------|-----|-----------------------------|-----------------------|------------------------------------|-----------|----------------------|-------------|
| 105 | Mangily | M | 29 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 106 | Mangily | M | 32 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 107 | Mangily | M | 40 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 108 | Mangily | M | 63 | Vezo | Yes | No answer | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No seagrass |
| 109 | Ifaty | M | 36 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | Grazing | Low | No answer | No answer |
| 110 | Ifaty | M | 28 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 111 | Ifaty | M | 53 | Vezo | Yes | No answer | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 112 | Ifaty | M | 20 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 113 | Ifaty | M | 33 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 114 | Ifaty | M | 47 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 115 | Ifaty | M | 39 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Migration | No fishes |
| 116 | Ifaty | M | 60 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | Destructive fishing gears | Low | Migration | No fishes |
| 117 | Ifaty | M | 31 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No answer |
| 118 | Ifaty | M | 48 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 119 | Ifaty | M | 49 | Vezo | Yes | No answer | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 120 | Ifaty | M | 38 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Unchanged | Hydrodinamism and high temperature | Low | No answer | No answer |
| 121 | Ifaty | M | 38 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | No answer | No fishes |
| 122 | Ifaty | M | 33 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 123 | Ifaty | M | 41 | Masikoro | Yes | Akatan-driaky or ahi-driaky | Unchanged | Destructive fishing gears | No answer | No answer | No answer |
| 124 | Ifaty | M | 45 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | Moderate | Destructive technics | No answer |
| 125 | Ifaty | M | 60 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | Destructive fishing gears | Low | Destructive technics | No answer |

| | | | | | | | | | | | |
|-----|-------|---|----|------|-----|------------------|-----------------------|------------------------------------|-----------|----------------------|-----------|
| 126 | Ifaty | M | 47 | Vezo | Yes | No answer | Damaged and decreased | Destructive fishing gears | High | Destructive technics | No fishes |
| 127 | Ifaty | M | 22 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Damaged and decreased | Hydrodinamism and high temperature | Moderate | Destructive technics | No fishes |
| 128 | Ifaty | M | 36 | Vezo | Yes | No answer | Unchanged | Destructive fishing gears | No answer | No answer | No answer |
| 129 | Ifaty | M | 27 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | No answer | Moderate | Migration | No fishes |
| 130 | Ifaty | M | 23 | Vezo | Yes | Ariano or Oriana | Unchanged | No answer | No answer | No answer | No answer |
| 131 | Ifaty | M | 29 | Vezo | Yes | Lomotsy beravy | Damaged and decreased | No answer | Moderate | Migration | No fishes |

Annexe 5: Informations liés aux chapitres “Spatial patterns of seagrass community in the bay of Ranobe MPA, southwest Madagascar, and implications for conservation and management”

Classification taxonomique des herbiers à phanérogames marines

| Rang Taxonomique | Classification des Herbiers Marins | Nombre d'espèces connues dans le monde | Nombre d'espèces rencontrées dans l'océan Indien |
|--------------------------|---|--|--|
| Règne | Plantae | — | — |
| Clade (non traditionnel) | Angiospermes (plantes à fleurs) | — | — |
| Classe | Monocotylédones | — | — |
| Ordre | Alismatales | — | — |
| Familles | Posidoniaceae, Zosteraceae, Cymodoceaceae, Hydrocharitaceae, Ruppiceae* | ~72 espèces reconnues au total | ~15 espèces |

Classification par genre :

| Genre | Famille | Espèces mondiales | Dans l'océan Indien |
|--------------------|------------------|-------------------|--|
| Posidonia | Posidoniaceae | 9 | 1 (<i>P. oceanica</i> absente de l'Indien) |
| Zostera | Zosteraceae | ~13 | 2 à 3 (<i>Z. capensis</i> , <i>Z. muelleri</i>) |
| Halodule | Cymodoceaceae | 3 à 5 | 2 à 3 (<i>H. uninervis</i> , <i>H. pinifolia</i>) |
| Thalassia | Hydrocharitaceae | 2 | 1 (<i>T. hemprichii</i>) |
| Halophila | Hydrocharitaceae | 15 à 20 | 6 à 7 (<i>H. ovalis</i> , <i>H. decipiens</i> , etc.) |
| Syringodium | Cymodoceaceae | 2 | 1 (<i>S. isoetifolium</i>) |

Couverture de chaque espèce de phanérogames marins de la baie de Ranobe

| Th | Cs | Cr | Tc | Ho | Hu | Si | Hs | Hw |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 75,86 | 60,78 | 37,50 | 30,11 | 96,30 | 66,67 | 72,31 | 54,35 | 38,89 |
| 8,05 | 21,57 | 18,75 | 10,75 | 1,85 | 15,38 | 13,85 | 15,22 | 16,67 |
| 13,79 | 7,84 | 37,50 | 6,45 | 1,85 | 8,97 | 9,23 | 8,70 | 16,67 |

| | | | | | | | | |
|------|------|------|-------|-----|------|------|-------|-------|
| 2,30 | 9,80 | 6,25 | 52,69 | - | 8,97 | 4,62 | 21,74 | 27,78 |
| 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

Couverture (%) de chaque espèce par type de substrat

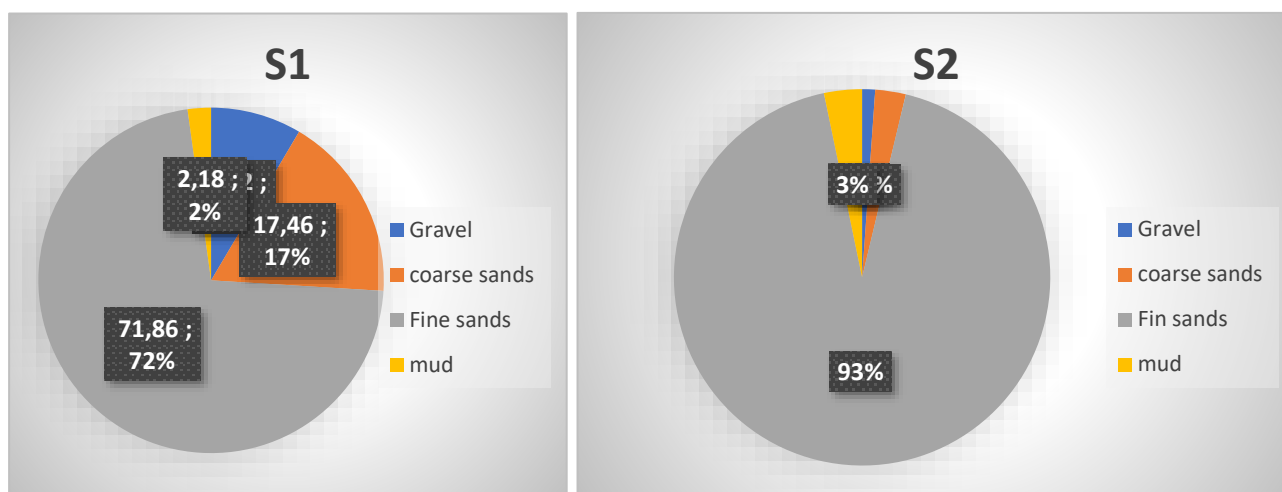
| Valeurs | Sable | Sablo-vaseux | Vase | Vaso-sableux |
|-----------|-------|--------------|------|--------------|
| TH | | 2,41 | 0,97 | 9,56 |
| CS | | 0,83 | 4,94 | 1,67 |
| CR | | 1,09 | - | 4,22 |
| TC | | 16,30 | 7,46 | 41,22 |
| HO | | 0,35 | 1,17 | - |
| HU | | 3,13 | 1,86 | 0,69 |
| SI | | 1,58 | 4,88 | 1,13 |
| HS | | 0,60 | 5,58 | 9,33 |
| HW | | 2,01 | - | - |

Couverture de chaque espèce en fonction des classes de profondeur

| |]0;3] |]3;6] |]6;9] |]9;13] |
|-----------|-------|-------|-------|--------|
| TH | 6,54 | 2,14 | 0,18 | - |
| CS | 0,87 | 4,45 | 2,92 | - |
| CR | 2,61 | 0,82 | - | 0,10 |
| TC | 30,93 | 24,21 | 6,66 | 4,06 |
| HO | 0,23 | 0,50 | 0,83 | 0,39 |
| HU | 3,30 | 4,58 | 2,25 | 0,79 |
| SI | 0,73 | 4,90 | 1,33 | 0,62 |
| HS | 0,33 | 0,30 | 3,42 | 9,10 |
| HW | 4,51 | - | - | - |

Annexe 6: Informations liés aux chapitres “Sedimentary carbon stocks in a shallow and deep seagrass of Ranobe bay: A first study for southwestern region and Madagascar”

Granulométries :



Profondeur des carottes après correction de la compaction

| Stations | Transects | Long PVC (cm) | External øPVC (mm) | Internal øPVC (mm) | Length of sediment Calc | Compaction | Compaction correction factor | Corrected sampling of core | Cores length + corr compaction |
|----------|-----------|---------------|--------------------|--------------------|-------------------------|------------|------------------------------|----------------------------|--------------------------------|
| S1 | T11 | 90 | 63 | 53 | 35 | 37 | 0,49 | 17,01 | 52,01 |
| S1 | T12 | 90 | 63 | 53 | 30 | 35 | 0,46 | 13,85 | 43,85 |
| S1 | T13 | 90 | 63 | 53 | 34 | 33 | 0,51 | 17,25 | 51,25 |
| S1 | T21 | 90 | 63 | 53 | 45 | 32,5 | 0,58 | 26,13 | 71,13 |
| S1 | T22 | 90 | 63 | 53 | 23 | 53 | 0,30 | 6,96 | 29,96 |
| S1 | T23 | 90 | 63 | 53 | 45 | 29 | 0,61 | 27,36 | 72,36 |
| S2 | T11 | 90 | 63 | 53 | 31 | 36 | 0,46 | 14,34 | 45,34 |
| S2 | T12 | 90 | 63 | 53 | 49 | 22 | 0,69 | 33,82 | 82,82 |
| S2 | T13 | 90 | 63 | 53 | 50 | 18 | 0,74 | 36,76 | 86,76 |
| S2 | T21 | 90 | 63 | 53 | 48 | 23 | 0,68 | 32,45 | 80,45 |
| S2 | T22 | 90 | 63 | 53 | 30 | 40 | 0,43 | 12,86 | 42,86 |
| S2 | T23 | 90 | 63 | 53 | 20 | 49 | 0,29 | 5,80 | 25,80 |
| S2 | T31 | 90 | 63 | 53 | 24 | 47 | 0,34 | 8,11 | 32,11 |
| S2 | T32 | 90 | 63 | 53 | 46 | 24 | 0,66 | 30,23 | 76,23 |
| S2 | T33 | 90 | 63 | 53 | 36 | 31 | 0,54 | 9,34 | 55,34 |

Densité brute à sec (Dry Bulk Density)

| Core depth | Core depth | Mean S1 | Mean S2 | Ecartype S1 | Ecartype S2 |
|------------|------------|---------|---------|-------------|-------------|
| 2 | 4,2 | 0,587 | 0,693 | 0,240 | 0,068 |
| 4 | 8,3 | 0,835 | 0,855 | 0,304 | 0,042 |
| 6 | 12,5 | 0,711 | 0,966 | 0,192 | 0,096 |
| 8 | 16,6 | 0,776 | 0,970 | 0,243 | 0,070 |
| 10 | 20,8 | 0,724 | 0,955 | 0,188 | 0,088 |
| 12 | 25,0 | 0,784 | 0,980 | 0,243 | 0,128 |
| 14 | 29,1 | 0,668 | 1,041 | 0,179 | 0,129 |
| 16 | 31,5 | 0,718 | 0,968 | 0,178 | 0,081 |
| 18 | 33,5 | 0,723 | 0,958 | 0,111 | 0,157 |

| | | | | | |
|-----------|------|-------|-------|-------|-------|
| 20 | 35,4 | 0,728 | 1,033 | 0,179 | 0,104 |
| 22 | 39,8 | | 1,117 | | |
| 24 | 39,6 | 0,758 | 1,003 | 0,129 | 0,133 |
| 25 | 45,7 | 0,818 | 0,512 | | |
| 26 | 47,8 | | 1,258 | | |
| 28 | 49,5 | 0,846 | 1,219 | 0,193 | 0,233 |
| 30 | 50,0 | | 1,147 | | |
| 31 | 51,0 | | 0,795 | | |
| 32 | 51,8 | 0,471 | 0,762 | 0,178 | |
| 33 | 53,0 | 0,739 | 1,020 | | 0,078 |
| 34 | 54,1 | | 1,057 | | |
| 35 | 57,8 | | 1,160 | | |
| 36 | 58,7 | | 0,726 | | |
| 37 | 64,4 | 0,782 | 1,172 | | 0,250 |
| 38 | 63,9 | | 1,121 | | |
| 41 | 65,0 | 1,105 | 1,129 | | 0,019 |
| 42 | 70,0 | | 0,979 | | |
| 46 | 72,3 | | 1,005 | | |

Humidité

| Core depth | Mean S1 | Mean S2 | Ecartype S1 | Ecartype S2 |
|------------|---------|---------|-------------|-------------|
| 4 | 23,34 | 20,32 | 1,89 | 2,28 |
| 8 | 26,05 | 20,07 | 5,17 | 1,67 |
| 12 | 24,20 | 19,30 | 1,62 | 1,14 |
| 17 | 22,07 | 19,12 | 1,16 | 1,63 |
| 21 | 24,20 | 19,08 | 0,25 | 0,06 |
| 25 | 24,15 | 18,22 | 0,34 | 0,69 |
| 29 | 27,39 | 18,45 | 4,39 | 0,64 |
| 31 | 25,38 | 18,70 | 2,19 | 0,55 |
| 33 | 25,18 | 19,36 | 0,74 | 1,34 |
| 35 | 24,84 | 18,93 | 0,64 | 0,49 |
| 40 | | 19,72 | | |
| 40 | 25,31 | 18,32 | 1,75 | 0,40 |
| 46 | 26,55 | 19,19 | | |
| 48 | | 18,85 | | |
| 49 | 25,37 | 18,51 | 1,16 | 0,74 |
| 50 | | 18,52 | | |
| 51 | | 18,49 | | |
| 52 | 23,99 | 21,00 | 1,15 | |
| 53 | 22,65 | 18,82 | | 0,54 |
| 54 | | 18,57 | | |
| 58 | | 19,93 | | |
| 59 | | 23,03 | | |
| 64 | 24,89 | 19,40 | | 2,71 |
| 64 | | 22,07 | | |

| | | | |
|-----------|-------|-------|------|
| 65 | 22,89 | 20,89 | 1,23 |
| 70 | | 19,86 | |
| 72 | | 19,75 | |

Azote

| Core depth | Mean S1 | Mean S2 | Ecartype S1 | Ecartype S2 |
|------------|---------|---------|-------------|-------------|
| 4 | 0,062 | 0,028 | 0,006 | 0,005 |
| 8 | 0,062 | 0,027 | 0,010 | 0,003 |
| 12 | 0,068 | 0,031 | 0,016 | 0,002 |
| 17 | 0,073 | 0,028 | 0,015 | 0,002 |
| 21 | 0,073 | 0,027 | 0,008 | 0,000 |
| 25 | 0,072 | 0,027 | 0,006 | 0,003 |
| 29 | 0,093 | 0,030 | 0,036 | 0,000 |
| 31 | 0,080 | 0,030 | 0,017 | 0,003 |
| 33 | 0,077 | 0,026 | 0,013 | 0,002 |
| 35 | 0,078 | 0,054 | 0,013 | 0,043 |
| 40 | | 0,030 | | |
| 40 | 0,088 | 0,029 | 0,030 | 0,007 |
| 46 | 0,120 | 0,030 | | |
| 48 | | 0,030 | | |
| 49 | 0,088 | 0,020 | 0,004 | 0,000 |
| 50 | | 0,030 | | |
| 51 | | 0,030 | | |
| 52 | 0,085 | 0,030 | 0,021 | |
| 53 | 0,090 | 0,027 | | 0,006 |
| 54 | | 0,030 | | |
| 58 | | 0,020 | | |
| 59 | | 0,040 | | |
| 64 | 0,130 | 0,020 | | 0,028 |
| 64 | | 0,030 | | |
| 65 | 0,080 | 0,030 | | 0,014 |
| 70 | | 0,030 | | |
| 72 | | 0,030 | | |

Matière organique

| Core depth | Mean S1 | Mean S2 | Ecartype S1 | Ecartype S2 |
|------------|---------|---------|-------------|-------------|
| 4 | 3,27 | 1,86 | 0,58 | 0,51 |
| 8 | 3,19 | 2,03 | 0,35 | 0,71 |
| 12 | 3,47 | 2,26 | 0,71 | 0,68 |
| 17 | 3,34 | 2,29 | 0,35 | 0,64 |
| 21 | 4,03 | 2,09 | 0,63 | 0,41 |
| 25 | 3,85 | 1,84 | 0,70 | 0,34 |
| 29 | 4,15 | 1,90 | 0,64 | 0,34 |
| 31 | 4,30 | 1,76 | 0,58 | 0,28 |

| | | | | |
|----|------|------|------|------|
| 33 | 3,13 | 1,77 | 0,29 | 0,14 |
| 35 | 3,45 | 1,85 | 0,19 | 0,28 |
| 40 | | 1,61 | | |
| 40 | 3,48 | 1,57 | 0,47 | 0,06 |
| 46 | 3,66 | 1,63 | | |
| 48 | | 1,41 | | |
| 49 | 3,99 | 1,56 | 0,53 | 0,08 |
| 50 | | 1,46 | | |
| 51 | | 1,25 | | |
| 52 | 4,46 | 1,59 | 0,24 | |
| 53 | 3,69 | 1,43 | | 0,13 |
| 54 | | 1,62 | | |
| 58 | | 1,23 | | |
| 59 | | 1,71 | | |
| 64 | 4,22 | 1,51 | | 0,13 |
| 64 | | 1,37 | | |
| 65 | 5,33 | 1,59 | | 0,11 |
| 70 | | 1,49 | | |
| 72 | | 1,54 | | |

% Carbone inorganique

| Core depth | Mean S1 | Mean S2 | Ecartype S1 | Ecartype S2 |
|------------|---------|---------|-------------|-------------|
| 4 | 10,37 | 3,28 | 0,04 | 0,25 |
| 8 | 10,10 | 3,82 | 0,77 | 0,38 |
| 12 | 10,04 | 3,98 | 0,29 | 0,26 |
| 17 | 10,09 | 3,80 | 0,33 | 0,68 |
| 21 | 10,31 | 3,61 | 0,39 | 0,70 |
| 25 | 10,47 | 3,86 | 0,37 | 0,33 |
| 29 | 10,57 | 3,84 | 0,13 | 0,27 |
| 31 | 10,06 | 4,07 | 0,80 | 0,26 |
| 33 | 10,49 | 3,88 | 0,20 | 0,03 |
| 35 | 10,50 | 3,89 | 0,22 | 0,17 |
| 40 | | 3,66 | | |
| 40 | 10,43 | 3,69 | 0,28 | 0,57 |
| 46 | 10,26 | 3,04 | | |
| 48 | | 3,76 | | |
| 49 | 10,48 | 3,75 | 0,26 | 0,91 |
| 50 | | 3,62 | | |
| 51 | | 4,33 | | |
| 52 | 10,22 | 3,17 | 0,05 | |
| 53 | 10,56 | 3,96 | | 0,65 |
| 54 | | 3,81 | | |
| 58 | | 3,36 | | |
| 59 | | 4,40 | | |
| 64 | 11,12 | 3,73 | | 0,57 |

| | | | |
|-----------|-------|------|------|
| 64 | | 2,23 | |
| 65 | 11,06 | 4,11 | 0,65 |
| 70 | | 2,54 | |
| 72 | | 4,19 | |

% Carbone organique

| Core depth | Mean S1 | Mean S2 | Ecartype S1 | Ecartype S2 |
|------------|---------|---------|-------------|-------------|
| 4 | 1,19 | 0,59 | 0,25 | 0,22 |
| 8 | 1,16 | 0,66 | 0,15 | 0,31 |
| 12 | 1,28 | 0,76 | 0,30 | 0,29 |
| 17 | 1,23 | 0,78 | 0,15 | 0,28 |
| 21 | 1,52 | 0,69 | 0,27 | 0,18 |
| 25 | 1,44 | 0,58 | 0,30 | 0,15 |
| 29 | 1,63 | 0,61 | 0,35 | 0,15 |
| 31 | 1,64 | 0,55 | 0,25 | 0,12 |
| 33 | 1,14 | 0,55 | 0,12 | 0,06 |
| 35 | 1,27 | 0,58 | 0,08 | 0,12 |
| 40 | | 0,48 | | |
| 40 | 1,28 | 0,46 | 0,20 | 0,03 |
| 46 | 1,37 | 0,49 | | |
| 48 | | 0,40 | | |
| 49 | 1,50 | 0,46 | 0,23 | 0,04 |
| 50 | | 0,42 | | |
| 51 | | 0,33 | | |
| 52 | 1,71 | 0,47 | 0,11 | |
| 53 | 1,38 | 0,41 | | 0,06 |
| 54 | | 0,49 | | |
| 58 | | 0,32 | | |
| 59 | | 0,53 | | |
| 64 | 1,60 | 0,44 | | 0,06 |
| 64 | | 0,38 | | |
| 65 | 2,08 | 0,47 | | 0,05 |
| 70 | | 0,43 | | |
| 72 | | 0,45 | | |

% Carbone total

| Core depth | Mean S1 | Mean S2 | Ecartype S1 | Ecartype S2 |
|------------|---------|---------|-------------|-------------|
| 4 | 10,75 | 3,72 | 0,27 | 0,54 |
| 8 | 10,80 | 4,11 | 0,06 | 0,22 |
| 12 | 10,97 | 4,23 | 0,17 | 0,20 |
| 17 | 10,77 | 4,06 | 0,17 | 0,76 |
| 21 | 10,71 | 3,97 | 0,04 | 0,49 |
| 25 | 10,81 | 4,16 | 0,25 | 0,26 |
| 29 | 10,81 | 4,24 | 0,21 | 0,04 |
| 31 | 10,91 | 4,30 | 0,26 | 0,25 |

| | | | | |
|-----------|-------|------|------|------|
| 33 | 10,81 | 4,17 | 0,07 | 0,24 |
| 35 | 10,73 | 4,41 | 0,12 | 0,11 |
| 40 | | 3,76 | | |
| 40 | 10,79 | 4,32 | 0,10 | 0,42 |
| 46 | 10,87 | 3,35 | | |
| 48 | | 4,05 | | |
| 49 | 10,67 | 4,04 | 0,40 | 0,82 |
| 50 | | 3,82 | | |
| 51 | | 4,47 | | |
| 52 | 10,50 | 3,81 | 0,25 | |
| 53 | 10,74 | 4,18 | | 0,60 |
| 54 | | 4,03 | | |
| 58 | | 4,84 | | |
| 59 | | 4,57 | | |
| 64 | 11,30 | 3,51 | | 0,67 |
| 64 | | 3,69 | | |
| 65 | 11,19 | 4,31 | | 0,71 |
| 70 | | 4,22 | | |
| 72 | | 4,51 | | |