



HAL
open science

Dynamique spatio-temporelle de la mangrove du Sénégal : Caractérisation de la résilience des espèces végétales par la modélisation spatiale des processus biologiques

Florent Lombard

► **To cite this version:**

Florent Lombard. Dynamique spatio-temporelle de la mangrove du Sénégal : Caractérisation de la résilience des espèces végétales par la modélisation spatiale des processus biologiques. Géographie. Université Côte d'Azur, 2023. Français. NNT : 2023COAZ2049 . tel-04504930

HAL Id: tel-04504930

<https://theses.hal.science/tel-04504930>

Submitted on 14 Mar 2024

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

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

THÈSE DE DOCTORAT

Dynamique spatio-temporelle de la mangrove du Sénégal

Caractérisation de la résilience des espèces végétales par la modélisation spatiale des processus biologiques

Florent Lombard

ESPACE – Étude des Structures, des Processus d'Adaptation et des Changements de l'Espace

Présentée en vue de l'obtention du grade de docteur en Géographie d'Université Côte d'Azur

Dirigée par : Julien Andrieu
Soutenue le : 20/12/2023

Devant le jury, composé de :

Véronique Helfer, Senior Scientist, Leibniz Centre for Tropical Marine Research
Aude Nuscia Taïbi, Professeure des universités, Université d'Angers
Marc Robin, Professeur des universités, Université de Nantes
Cheikh Mbow, Directeur de recherche, Centre de Suivi Écologique du Sénégal
Julien Andrieu, Maître de conférences HDR, Université Côte d'Azur



Dynamique spatio-temporelle de la mangrove du Sénégal

Caractérisation de la résilience des espèces végétales par la modélisation spatiale des processus biologiques

Jury :

Présidente de Jury :

Véronique Helfer, Directrice de recherche, Leibniz Centre for Tropical Marine Research

Rapporteurs :

Aude Nuschia Taïbi, Professeure des universités, Université d'Angers

Marc Robin, Professeur des universités, Université de Nantes

Examineurs :

Cheikh Mbow, Directeur de recherche, Centre de Suivi Ecologique

Résumé

Les mangroves du Sénégal se caractérisent par une couverture partielle des estrans. En effet, proportionnellement à la salinité des eaux et des sols, la partie haute des estrans est trop salée et acide pour la vie des palétuviers. Ces espaces sont appelés les tannes. L'interface entre la mangrove et les tannes fluctue dans le temps, en réaction aux variations de l'hydrosystème, suivant les fluctuations climatiques. Ainsi, les fluctuations de la limite mangrove-tanne définissent la plage de métastabilité et de résilience de l'écosystème de mangrove dans les estuaires du Sénégal.

Une période de sécheresse entre la fin des années 60 et le milieu des années 90 a entraîné la conversion des mangroves en tannes en raison de l'augmentation de la salinité. Cependant, depuis la fin des années 1990, les précipitations sont revenues à des niveaux proches de la moyenne centenaire, favorisant ainsi la régénération des mangroves dans les estuaires du Saloum et de la Casamance.

Dans la partie sahélo-soudanienne du Sénégal, le delta du Saloum, en milieu semi-aride, présente des caractéristiques de marge d'aire de répartition en raison des salinités extrêmes. La mangrove dans ce delta réagit principalement de manière spontanée aux fluctuations environnementales, offrant ainsi une opportunité d'étudier sa résilience face aux perturbations hydroclimatiques. En outre, des lacunes de connaissances entravent la compréhension des raisons de cette dynamique. La pondération de l'importance des facteurs qui influencent la dynamique spatiale de la mangrove est donc enjeu scientifique.

Par conséquent, une méthodologie basée sur la mise en synergie de la télédétection, de données in-situ ainsi que la modélisation statistique et spatiale a permis d'appréhender la réaction de la mangrove aux changements de l'hydrosystème. Cette approche implique tout d'abord l'observation et la description de la dynamique des populations d'espèces en marge de l'aire de répartition sur un état de référence actuel. Puis l'identification des changements de régime dans les dynamiques environnementales et leur impact sur la répartition des populations d'espèces au cours des dernières décennies ont été envisagés. Enfin, des expérimentations ont été menées pour évaluer la réponse des processus de reproduction aux seuils de transitions environnementales identifiées. Une modélisation spatio-temporelle a

d'abord permis de reconstituer ces changements de régimes. Ensuite, la fenêtre d'opportunité de germination des espèces en fonction de la variabilité temporelle hydroclimatique a pu être caractérisée afin d'identifier l'instabilité potentielle du système face aux perturbations.

Les résultats de cette thèse indiquent que les fluctuations climatiques des dernières décennies ont affecté la structure spatiale de la répartition des espèces. La mangrove du Saloum a montré une résilience globale face aux changements pluviométriques, oscillant entre 500 mm et 700 mm de précipitation annuelle, notamment dans les parties du delta où les concentrations en sel sont les plus élevées. De plus, les conditions hydroclimatiques actuelles semblent favoriser une trajectoire de la mangrove allant du tanne vers une couverture partielle de l'estran, où *Avicennia germinans* trouve rarement les conditions propices à son établissement et à la colonisation de l'interface mangrove-tannes. Sa capacité d'établissement semble nécessiter des cumuls pluviométriques plus importants et un moment plus précoce dans la saison des pluies. Ainsi, les résultats de cette thèse mettent en évidence, de manière plus précise, qu'un seuil pluviométrique de 600 mm peut probablement induire des modifications de l'organisation spatiale des espèces de la mangrove, en fonction de son atteinte en août ou en fin d'année.

Abstract

The mangroves of Senegal are characterized by a partial coverage of intertidal zones. Proportionally to the salinity of water and soil, the upper part of the intertidal zone is too salty and acidic for mangrove life to thrive. These areas are referred to as 'tannes'. The interface between the mangrove and the tannes fluctuates over time, in response to variations in the hydrosystem, following climatic fluctuations. Thus, the fluctuations in the mangrove-tanne boundary define the range of metastability and resilience of the mangrove ecosystem in the estuaries of Senegal.

A period of drought between the late 1960s and the mid-1990s led to the conversion of mangroves into tannes due to increased salinity. However, since the late 1990s, precipitation levels have returned to near the centennial average, thus promoting mangrove regeneration in the estuaries of Saloum and Casamance.

In the Sahelian-Sudanian part of Senegal, the Saloum delta, in a semi-arid environment, exhibits characteristics of a distribution range margin due to extreme salinities. The mangrove in this delta primarily responds spontaneously to environmental fluctuations, providing an opportunity to study its resilience in the face of hydro-climatic disturbances. Furthermore, knowledge gaps hinder the understanding of the reasons behind this dynamic. Weighing the importance of factors influencing the spatial dynamics of the mangrove is therefore a scientific challenge.

Consequently, a methodology based on the synergy of remote sensing, in-situ data, as well as statistical and spatial modeling has enabled us to grasp the mangrove's reaction to changes in the hydrosystem. This approach first involves the observation and description of the dynamics of species populations at the distribution range margin in a current reference state. Then, the identification of regime changes in environmental dynamics and their impact on the distribution of species populations over the past decades was considered. Finally, experiments were conducted to evaluate the response of reproduction processes to identified environmental transition thresholds. A spatio-temporal modeling first allowed the reconstruction of these regime changes. Then, the germination opportunity window of

species based on hydro-climatic temporal variability was characterized in order to identify the potential instability of the system in the face of disturbances.

The results of this thesis indicate that climatic fluctuations in recent decades have affected the spatial structure of species distribution. The mangrove of Saloum has shown overall resilience to rainfall changes, oscillating between 500 mm and 700 mm of annual precipitation, particularly in parts of the delta with the highest salt concentrations. Furthermore, current hydro-climatic conditions seem to favor a trajectory of the mangrove from tannes towards a partial coverage of the intertidal zone, where *Avicennia germinans* rarely finds conditions conducive to its establishment and colonization of the mangrove-tannes interface. Its establishment capacity appears to require higher cumulative rainfall and an earlier time in the rainy season. Thus, the results of this thesis highlight, more precisely, that a rainfall threshold of 600 mm can likely induce modifications in the spatial organization of mangrove species, depending on whether it is reached in August or at the end of the year.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de thèse, Julien Andrieu, dont l'engagement indéfectible a guidé ce travail, nous menant des satellites au terrain en passant par des réflexions sur les éthiques environnementales. Je lui suis reconnaissant pour la confiance qu'il m'a témoignée dans les moments de doutes, permettant ainsi cette magnifique aventure qu'a été la réalisation de cette thèse. Enfin, je le remercie de m'avoir initié au travail sur le terrain dès ma première année et d'avoir constamment mis au défi mes capacités tout au long de mon parcours universitaire. Son exigence, empreinte de bienveillance, a été une source de stimulation essentielle dans ma quête de connaissances.

Je tiens à remercier, Mme Véronique Helfer, Mme Aude Nuscia Taïbi, Mr Marc Robin et Mr Cheick Mbow pour avoir accepté de faire partie de ce jury de thèse et d'accorder du temps à ce travail.

Mes remerciements vont également aux membres de mon comité de thèse, Sébastien Gadal et Luc Descroix pour leurs conseils avisés.

Ce travail de thèse n'aurait été possible sans le soutien indéfectible d'Inssa Seydi et de sa famille. Des centaines de kilomètres en pirogue à mes enlisements dans la vase, tu as fait de mon terrain un moment joyeux, agréable et efficace. Un grand merci et à très vite.

Je remercie Arouna Seydi pour son aide et sa surveillance accrue des plantations d'*Avicennia germinans*.

Un grand merci à famille Tendeng à Kamobeul et plus particulièrement à Ousmane pour avoir été un guide pour le premier terrain Casamançais. Interprète, piroguier, pilote de jakarta, ingénieur en électronique, merci de m'avoir aidé à explorer la Casamance grâce à tes multiples talents.

Je tiens à remercier également Ababacar Fall et sa famille pour leur accueil du premier au dernier séjour à Dakar. Merci pour ce soutien tant logistique que moral. Votre café touba me manque énormément, nos discussions également.

Merci à toutes les personnes que j'ai croisées lors de mes missions de terrains et qui m'ont guidé ou instruit : Inssa à Toubacouta, Alfred à Niomoune, Kebab Sow à Toubacouta, Anna à Dakar et tant d'autres. J'ai pu avec vous expérimenter la riziculture, la pêche, l'ébénisterie, les percussions, la préparation du thé, le wolof... Je ne suis qu'au début de mes apprentissages alors à très vite.

Je tiens à remercier de nouveau Luc Descroix pour son soutien scientifique et technique sur le terrain ainsi que la mise à disposition de tes données. Merci pour ta disponibilité tout au long de cette thèse et j'ai d'ores et déjà hâte de travailler sur la suite et continuer les investigations sur les aspects sédimentaires et d'élévation du niveau océanique qui affecte la mangrove.

Je tiens à remercier à présent mes collègues du laboratoire ESPACE et en premier lieu Matthieu Vignal, qui a été un exemple pour moi pendant sa thèse. Je remercie également Nicolas et Cyriel pour m'avoir accueilli dans leur bureau et rendu très conviviale les pauses déjeuner et les pauses café. Les journées sans vous étaient sensiblement plus tristes. Margot, merci de t'être passionnée pour mes histoires de propagules et de m'avoir apporté ta bienveillance précisément quand il le fallait. Dennis, merci pour tes enseignements, j'y ai souvent repensé pendant la thèse et pour préparer mes cours.

Je remercie Karine et Diego avec qui les échanges pédagogiques ont été passionnants et passionnés. J'ai hâte que l'on travaille ensemble pour la suite.

Je tiens à remercier tous les membres du laboratoire ESPACE pour leur soutien dans les activités de recherche, les tâches administratives, ou l'enseignement. Merci particulièrement à Véronique et Sylvie de m'avoir aidé pour mes missions et l'organisation de ma soutenance. Merci à Giovanni d'animer la recherche du site niçois et d'être passionné par absolument tout. Merci à Didier pour ta volonté d'intégrer les doctorants au laboratoire et m'avoir transmis le virus du MAUP.

Un grand merci également à tous les collègues doctorants ou jeunes chercheurs pour m'avoir stimulé, rassuré ou simplement permis de partager mes idées pendant ces années. Merci à Juliette, Andrea, Alicia, Alessandro, Joan, Munir, Lise, Alexandre, TERENCE, Killian et tous les autres.

Je remercie grandement ma famille qui a toujours cru en mes capacités même dans les moments les plus durs de ma longue scolarité. Je remercie particulièrement mon frère, biologiste, qui a suivi de très près mon travail et m'a initié à la programmation. Merci à ma mère et ma grand-mère pour m'avoir transmis votre passion de la flore et ma tante pour avoir tracé le chemin tortueux de la thèse avant moi. Je transmets à présent le flambeau à mon cousin Matis.

J'ai une énorme pensée pour Yves Bloch, qui n'est plus là pour me lire, mais qui a occupé une place prépondérante dans mes travaux. Passionné des arbres, tant pour leurs architectures que pour leurs fonctionnements, je sais à quel point l'idée « des contributions de la nature aux populations » te parlait, tes œuvres et tes paroles en témoignent.

Enfin, je souhaite remercier Clémence, qui partage ma vie et qui a forcément partagé ma thèse. Des moments de doutes, aux réussites en passant par les nuits blanches pour simuler l'effet des marées sur mes plantations d'*Avicennia*, tu as été un soutien indéfectible et d'une patience incroyable. Ton ingéniosité sur le terrain m'a toujours épaté. Une partie des résultats de cette thèse n'aurait pas vu le jour sans toi.

Table des matières

Chapitre 1 : Les forêts de mangrove, un écotone à la croisée des enjeux des changements globaux	11
Section 1.1. La mangrove du Sénégal, symbole de la complexité d'une gestion de la biodiversité multi-échelle	12
Sous-section 1.1.1. Les espèces végétales et leur organisation le long des gradients environnementaux	12
Sous-section 1.1.2. A l'échelle globale, une ressource indirecte	19
Sous-section 1.1.3. A l'échelle locale, une ressource directe	21
Section 1.2. La mangrove du Sénégal, une interface terre-mer métastable ou dégradée ?	25
Sous-section 1.2.1. La désertification, la dégradation des terres et la mangrove	26
Sous-section 1.2.2. Evolutions de la mangrove du Sénégal : la cartographie par télédétection comme outil de diagnostics	28
Sous-section 1.2.3. Dynamique de la mangrove du Sénégal : Controverses et lacunes de connaissances.....	29
Section 1.3. Appréhender les dynamiques de changements par le prisme de la résilience.....	32
Sous-section 1.3.1. Le concept de résilience appliqué à l'écologie	33
Sous-section 1.3.2. Echelles temporelles et spatiales de la résilience en mangrove	35
Sous-section 1.3.3. Mesurer la résilience ?.....	38
Section 1.4. Positionnement et méthodologie	43
Chapitre 2 : La mangrove du Sénégal, une mangrove aux marges de son amplitude écologique ?.....	48
Section 2.1. La zone sahélo-soudanienne et les mangroves.....	48
Sous-section 2.1.1. La variabilité climatique, une caractéristique du système sahélo-soudanien	48
Sous-section 2.1.2. Les estuaires inverses sénégalais	53
Sous-section 2.1.3. Incidences de la variabilité hydro-climatique sur les mangroves : quels objets d'études pour appréhender ces fluctuations environnementales ?	56
Section 2.3. La population d' <i>Avicennia germinans</i> du delta du Saloum est-elle relictuelle depuis la dernière période humide ?.....	60
2.3.1. Introduction	60
2.3.2. Données et méthodes	65
2.3.3. Résultats	70
2.3.4. Discussion	79
2.3.5. Conclusion	84

Synthèse du chapitre 2 : Quels états de référence pour étudier les transitions dans la trajectoire de la mangrove du Saloum ?..... 85

Chapitre 3 : La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ? 87

3.1. Introduction.....	87
3.2. Zones d'étude et données.....	92
3.2.1. Site d'étude.....	92
3.2.2. Collecte et prétraitement des données	93
3.3. Methode.....	98
3.3.1. Cartographie des mangroves et de la couverture terrestre (niveau 1).....	98
3.3.2 . Cartographie de zonation des mangroves (niveau 2)	102
3.4. Résultats.....	107
3.4.1 . Cartographie des mangroves.....	107
3.4.2. Cartographie du zonage des mangroves	111
3.4.3 . Précision temporelle	117
3.5. Discussion.....	120
3.5.1. Extraction d'objets significatifs pour la surveillance des mangroves.....	120
3.5.2. Pertinence de la typologie.....	123
3.5.3. Perspectives : distinguer les stress des perturbations.....	124
3.6. Conclusion	125

Chapitre 4 : Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional 127

4.1. Introduction.....	127
4.2. Matériels et Methodes.....	132
4.2.1. Sites d'étude	132
4.2.2. Acquisition et prétraitement de données satellitaires.....	134
4.2.3. Pansharpening	135
4.2.4. Isoler la mangrove.....	136
4.2.5. Classifications emboîtées non supervisées	138
4.2.6. Démixage spectral linéaire et fraction végétale	138
4.2.7. Sélection des endmembers	139
4.2.8. OBIA.....	139
4.2.9. Cartographie des trajectoires spatio-temporelles.....	143
4.3 Résultats.....	144
4.3.1. Évaluation de la precision.....	144

4.3.2. Contribution des formations végétale au changement global des surfaces	146
4.3.3. Analyse spatiale des changements	150
4.4 Discussion.....	153
4.4.1. Marge de précision et d'incertitude	153
4.4.2. Résumé des trajectoires du processus de régénération des mangroves: densification au Saloum et colonisation en Casamance	155
4.4.3. Facteurs de la dynamique des formations végétales.....	157
4.5. Conclusion	159
Chapitre 5 : Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?	161
5.1. Introduction.....	161
5.1.1. Zone d'étude.....	163
5.2. Données et méthodes.....	165
5.2.1. Inventaire botanique.....	165
5.2.2. Données optiques et radar	166
5.2.3. Cartographie des dimensions physiologique et floristique actuelles.....	166
5.2.4. Reconstitution de la trajectoire des caractéristiques physiologiques et floristiques....	170
5.3. Résultats.....	174
5.3.1. Abondance des espèces végétales.....	174
5.3.2. Evaluation des segments temporels	179
5.3.3. Suivi continu des surfaces de mangroves et de leur physiologie	181
5.3.4. Suivi continu du taux de couverture et de la contribution des espèces.....	185
5.3.5. Analyse spatiale des schémas de distribution des espèces dans les colonisations	188
5.4.1. Intérêt et limites	189
5.4.2. Restructuration des espèces suite à une période de sécheresse	190
5.4.3. Applications potentielles.....	191
5.5. Conclusion	192
Chapitre 6 : Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?	193
6.1. Introduction.....	193
6.2. Matériels et méthodes.....	197
6.2.2. Configurations des expérimentations.....	197
6.2.3. Expérimentations en mesocosmes	200
6.2.4. Densité des espèces et dynamique des populations	201
6.2.5. Série temporelles pluviométriques.....	202
6.3. Résultats.....	204

6.3.1. Réactions des propagules facteurs biophysiques de l'estran.....	204
6.3.2. Croissance racinaire et redressement.....	205
6.3.3. La population d' <i>Avicennia germinans</i> et de <i>Rhizophora mangle</i> dans le Saloum	206
6.3.4. Fluctuations climatiques et hydrosystèmes	209
6.4. Discussion.....	213
6.4.1. Une salinité qui accroît la force tractrice des marées ?	213
6.4.2. Une nécessaire modélisation spatio-temporelle de la salinité ?	214
6.4.3. Quantifier la probabilité d'ouverture de la WoO ?	215
6.5. Conclusions.....	218
Chapitre 7 : Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?.....	219
7.1. Introduction	220
7.2. Matériels et méthodes	223
7.2.1. Zone d'étude.....	223
7.2.2 Expériences botaniques sur le terrain.....	225
7.2.3. Modèle spatial de la salinité	225
7.2.4. Variables explicatives	226
7.2.5. Modèle et évaluation des prédictions.....	227
7.2.6. Reconstruction de la fenêtre d'opportunités	228
7.3. Resultats.....	229
7.3.1. Expérience d'établissement de propagules.....	229
7.3.2. Séries temporelles de la salinité des eaux.....	229
7.3.3. Probabilité d'ouverture WoO	236
7.4. Discussion.....	239
7.4.1. Incertitudes liées aux modèles	239
7.4.2. Perspectives et changements climatiques	240
7.4.3. Limites de connaissances	241
7.5. Conclusions.....	243
Conclusion générale.....	244
Bibliographie	256

Introduction générale

La mangrove est un système socio-écologique complexe (Cormier-Salem, 1999); se rencontrant dans la zone intertidale des climats tropicaux et subtropicaux (Alongi, 2009) sur des substrats limoneux ou sableux-limoneux (Tomlinson, 1994). Les forêts de mangrove sont des écosystèmes productifs qui fournissent d'importantes contributions aux populations humaines (Alongi, 2009), stockant de grandes quantités de carbone (Donato et al., 2011) et réduisant l'érosion côtière (Katheriresan & Rajendran, 2005). Les mangroves abritent également plusieurs ressources naturelles telles que les poissons, les coquillages et le bois, qui sont cruciales pour les populations côtières.

La mangrove est donc reconnue pour ses multiples et importantes contributions aux populations (Barbier et al., 2011; Mcleod et al., 2011; Wylie et al., 2016 ; Himes-Cornel et al., 2018). Cependant elle a connu, dans le monde, des pertes drastiques (Thomas et al., 2017; FAO, 2007). À l'échelle mondiale, la situation des mangroves serait préoccupante, avec environ 20 % des surfaces de forêts de mangrove qui auraient disparu entre 1980 et 2005 (FAO, 2007). Par conséquent, la surveillance des mangroves est devenue un enjeu scientifique majeur. Cependant, des publications récentes ont décrit une réduction des taux de déforestation à l'échelle mondiale (Bryan-Brown et al., 2020; Friess et al., 2020), confirmée par le rapport de la FAO 2020, qui a annoncé une perte de couverture de mangrove de 47 000 hectares par an entre 1990 et 2000, mais seulement de 21 000 hectares par an entre 2010 et 2020. Selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 2007), 3,2 millions d'hectares de mangrove auraient disparu en Afrique, dont 30 % en Afrique de l'Ouest. Cependant, il est important de tenir compte des incertitudes et imprécisions d'un tel suivi aux petites échelles (Ruiz-Luna et al., 2008 ; Friess and Webb, 2011 ; Friess and Webb, 2014 ; Mejía-Rentería et al., 2018). Le rapport de la FAO est, par exemple, erroné pour le Sénégal (Andrieu, 2018).

En effet, en Afrique de l'Ouest, le Sénégal montre des tendances à la hausse de sa couverture végétale de mangrove (Conchedda et al., 2008; Dieye et al., 2013; Andrieu et al, 2018; Fent et al., 2019; Andrieu et al., 2020). Les approches régionales, par l'imagerie satellitaire, convergent effectivement vers le constat d'une progression des surfaces de mangrove amorcée depuis le milieu des années 90. Néanmoins, la vision d'une mangrove dégradée

subsiste dans de nombreuses autres analyses (Carney et al., 2014 ; Diouf, 2019 ; Fent et al., 2019 ; Gallup et al., 2020). Elle fonde également l'essentiel des politiques environnementales. Au Sénégal, la mangrove est étudiée depuis les années 1970, avec un constat d'une dégradation majeure de l'environnement. Dans un premier temps, les travaux scientifiques se sont concentrés sur les aspects pédologiques (Viellefon, 1977) mettant en évidence la réaction des espèces aux changements géochimiques. La structure horizontale de la végétation est analysée au prisme des séries de végétation dans le cadre du concept du climax (Clements, 1916). Marius (1985) donne une perspective temporelle en étudiant l'évolution des sols et son impact sur l'organisation spatiale de la végétation de mangrove. La pluviométrie et ses conséquences sur la salinité des sols sont mentionnées comme les facteurs les plus importants pour expliquer les changements de végétation observés pendant cette période de sécheresse. En effet, par l'intermédiaire de relevés in-situ et d'analyses de photographies aériennes, les importantes régressions de mangrove à l'échelle des estuaires sénégalais ont pu être documentées au regard des évolutions des paramètres biophysiques (Marius, 1985). C'est en 1997 avec les études de Diop et al (1997) que l'influence des activités anthropiques est retenue, pour la première fois, pour expliquer la régression des surfaces de mangrove. Dans cet important travail visant à quantifier l'impact des paramètres biophysiques sur la végétation, les activités humaines n'ont pas été étudiées, mais sont pourtant avancées comme un facteur important. Dès lors, depuis cette période, l'étude de la mangrove érige en postulat l'impact anthropique comme un des principaux facteurs (Bâ et al., 1999 ; Ndour et al., 2012 ; Dieye et al., 2013 ; Carney et al., 2014 ; Nadoo, 2023) sans que celui-ci soit pour autant évalué. Cette dégradation a été également largement abordée par la littérature grise (cf. in Fent et al., 2019) n'actualisant pas les connaissances acquises depuis 15 ans par l'intermédiaire de la télédétection et des relevés de terrain.

Pour expliquer les dynamiques régressives et progressives, les facteurs à la fois biophysiques et anthropiques sont donc retenus (Marius, 1985; Bâ et al., 1999; Ndour et al., 2012; Dieye et al., 2013; Fent et al., 2019) sans pour autant en établir une pondération. Dès lors, il existe un déficit de connaissances important sur les forces motrices des dynamiques spatiales de la mangrove sénégalaise que cette thèse cherche à réduire. Pourtant, les politiques d'interdictions d'exploitations du bois de mangrove et les actions de reboisements se fondent sur le principe d'une dégradation irréversible et d'une rupture de l'équilibre de la mangrove.

De plus, sujet aujourd'hui à certaines controverses, la notion de dégradation a servi de support à la stigmatisation des pratiques paysannes et notamment des sociétés rurales de mangrove (Cormier-Salem et Panfili, 2016) parfois au mépris des savoirs locaux (Cormier-Salem et al., 2005). Ces politiques environnementales exclusives et coercitives ont montré leurs limites et il est aujourd'hui nécessaire d'accompagner l'Afrique dans le développement de politiques environnementales mutualisant les bénéfices de la conservation (Cormier-Salem, 1999; Dahdouh-Guebas et al., 2021).

Par ailleurs, les postulats d'équilibre des systèmes naturels sont remis en question par plusieurs scientifiques (Holling, 1973; Pickett et White, 1985; Turner et al. 1993; Rossi, 2000; Carpenter et al. 2001; Holling, 2001; White et Jentsch, 2001; Lévêque et al., 2003; Gunnell, 2009; Ballouche, 2016; Ratajczak et al. 2017; Jentsch et White, 2019) préférant appréhender l'environnement comme un système en perpétuel changement. En effet, il demeure important de concevoir les écosystèmes dans une logique dynamique interactive entre un environnement biophysique soumis aux changements globaux et son utilisation dans un contexte sociotechnique (Rossi, 2000). S'appuyer à présent sur de nouvelles formes de connaissance de l'environnement en introduisant les notions de résilience ou de cycles adaptatifs (Dahdouh-Guebas et al., 2021) doit permettre de positionner de manière plus robuste l'étude des dynamiques des milieux et appréhender la plage de métastabilité de l'écosystème de mangrove et donc sa résilience pour entrevoir la durabilité de sa gestion.

L'objectif de cette thèse est donc d'étudier et caractériser la capacité de résilience de la mangrove du Sénégal. Or, la mise en place d'une telle étude nécessite, d'une part d'acquérir une cartographie multiscalaire fiable de l'écosystème forestier et d'autre part, de comprendre comment ces différentes composantes réagissent aux changements environnementaux. Ces derniers affectent la végétation des gènes à l'écosystème (IPBES, 2019) induisant des changements à diverses échelles spatiales. Cette thèse appréhendera les modifications de la structure et de la dynamique de la végétation par l'intermédiaire de la dimension floristique et physiologique. Dès lors, l'espèce sera l'objet d'étude à l'échelle la plus fine tandis que la formation végétale constituera une échelle intermédiaire. Par conséquent, une compréhension de ce qui lie les processus de reproduction des espèces végétales à l'échelle locale aux dynamiques des surfaces de mangrove à l'échelle régionale a

été envisagée. Pour cela, la démarche repose sur la mise en synergie de relevés in-situ, de la télédétection et de la modélisation statistique et spatiale.

Ce travail s'attache ainsi à démontrer la pertinence d'une méthode basée sur la cartographie diachronique, à différentes échelles spatiales, de l'écosystème forestier de mangrove. Celle-ci permet d'une part d'étudier la dynamique de la végétation dans ses dimensions physiologiques et floristiques. D'autre part, le couplage de ces cartographies avec des données botaniques permet d'appréhender la temporalité des processus menant à l'émergence des dynamiques régressives et progressives à l'échelle régionale. En outre, cette thèse postule que la compréhension des processus biophysiques peut permettre d'en mesurer le poids dans les changements à l'œuvre dans la mangrove du Sénégal depuis plusieurs décennies ainsi que d'appréhender et hiérarchiser les forces de changement. Il s'agira d'identifier les réactions de la mangrove dans sa complexité floristique aux fluctuations biophysiques pour identifier son potentiel de changements. Par conséquent, cette thèse espère apporter un socle de connaissance qui pourrait participer à élaborer des indicateurs pouvant servir à une gestion adaptative et durable de ce socio-écosystème tout en assurant les besoins vitaux des populations locales.

Le manuscrit de thèse s'organise en sept chapitres qui ont, pour certains, fait l'objet de publications et de soumissions dans des revues internationales à comités de lecture.

Le **premier chapitre** établit le contexte et les enjeux de cette thèse. Il dresse un état des connaissances actuelles sur la dynamique de la mangrove, le cadre théorique et les méthodes pour analyser les changements environnementaux impactant la mangrove et plus largement la résilience du système socio-écologique (Ostrom, 2009). À l'issue de ce chapitre, le positionnement scientifique ainsi qu'une présentation synthétique de la méthode mise en place dans cette thèse seront présentés. Le **deuxième chapitre** présente la zone d'étude. Outre la description des caractéristiques physiques, climatiques et hydrologiques, les différents objets d'études ainsi que leurs interactions avec ces différents paramètres seront présentés. Une attention particulière sera portée sur les mangroves à l'échelle du Delta du Saloum. En effet, celui-ci se situe dans une transition climatique sahélo-soudanienne caractérisée, au nord, par des conditions semi-arides. Dès lors, sa position en limite d'aire biogéographique sera questionnée à partir de données *in-situ*. En effet, nous émettons l'hypothèse que les réponses de l'écosystème aux changements environnementaux sont plus

visibles aux marges de son aire de viabilité et peuvent notamment affecter la distribution des espèces et donc la zonation de la mangrove.

Le **troisième chapitre** propose une méthode de cartographie permettant d'identifier l'échelle et la typologie optimale pour suivre la zonation de la mangrove du Sénégal dans le temps par télédétection satellitaire. En effet, il est nécessaire de pouvoir disposer, à l'échelle des estrans, d'un objet d'étude pouvant être quantifié de manière robuste dans le temps pour appréhender les liens entre la dynamique des espèces et celle des surfaces. À partir de cette typologie, le **quatrième chapitre** Il s'attache à identifier si, à l'échelle régionale, la dynamique de la zonation des mangroves diffère au sein du gradient climatique allant du domaine sahélien au domaine guinéen. Il s'agira d'évaluer si les observations à l'échelle locale peuvent être extrapolées dans le temps et dans l'espace à une échelle plus large. Le **cinquième chapitre** propose, à partir des données et des résultats précédents, de décrire et modéliser la répartition actuelle des espèces végétales de la mangrove du Sénégal, puis de reconstituer la dynamique spatio-temporelle des caractéristiques physiologiques et floristiques de la mangrove sur plusieurs décennies. L'objectif ici est d'appréhender les facteurs de changements par la dynamique des différents objets d'étude. Le **sixième chapitre** a vocation, à échelle fine, d'identifier les forces motrices des changements en confrontant les observations issues d'expérimentations naturalistes et de recensements de populations d'espèces. Grâce aux répartitions cartographiées, il s'agira d'évaluer si les processus de reproductions et la dynamique des populations qui en résulte permettent d'appréhender l'impact des fluctuations environnementales sur processus démographiques sur les dernières décennies. Basé sur ces observations, le **septième chapitre** modélise des chronologies d'évènements hydroclimatiques pour reconstituer les différents régimes de stabilités au sein des fluctuations démographiques des espèces.

Chapitre 1 : Les forêts de mangrove, un écotone à la croisée des enjeux des changements globaux

Le changement global est un concept incluant l'ensemble des transformations qui se produisent à l'échelle planétaire et qui affectent l'environnement et les sociétés humaines. Il fait référence aux modifications à long terme des conditions climatiques, des cycles biogéochimiques et de la biodiversité résultant principalement de l'activité humaine. Comprendre les changements globaux et leurs causes est essentiel pour mettre en place des stratégies d'adaptation et d'atténuation à ces changements et favoriser les co-bénéfices issus de la conservation de la biodiversité.

La mangrove est considérée comme un système socio-écologique (SES) au sens d'Ostrom (2009). Les SES de mangroves sont appréhendés comme des systèmes adaptatifs complexes (Dahdouh-Guebas et al., 2021) offrant diverses contributions de la nature aux populations (Alongi, 2002 ; Duke et al., 2007 ; Donato et al., 2011 ; Alongi, 2014 ; Barbier, 2016 ; Macreadie et al., 2021) facteurs de résilience et des sociétés (Cormier-Salem, 1994 ; Dahdouh-Guebas et al., 2021). Elles constituent des espaces à enjeux en interactions avec les changements globaux. La mangrove du Sénégal fournit des contributions de la nature aux populations directes et indirectes (Cormier-Salem, 1994 ; Alongi, 2008). Le Sénégal et plus largement la région sahélo-soudanienne a connu des variations climatiques importantes ces dernières décennies (Nicholson et al., 2012) entraînant des fluctuations des paramètres biophysiques affectant la mangrove (Marius, 1985 ; Descroix et al., 2020). Face aux changements environnementaux auxquels la mangrove sénégalaise a dû s'adapter ces dernières décennies, les stratégies et les modes de gestion à envisager demeurent des objets de controverse au sein de la littérature scientifique, mais également entre les différents acteurs du territoire. Dès lors, la **section 1.1** présente les enjeux environnementaux multiscalaires liés à la mangrove au Sénégal. La **section 1.2** fait un état des connaissances sur les évolutions des forêts de mangrove du Sénégal et leurs implications sur le socio-écosystème tandis que la **section 1.3** s'attache à présenter le cadrage théorique de cette thèse autour du concept de résilience permettant d'appréhender la plage de métastabilité de l'écosystème.

Section 1.1. La mangrove du Sénégal, symbole de la complexité d'une gestion de la biodiversité multi-échelle

Longtemps considérées comme une zone marginale (Cormier-Salem, 1994), les mangroves sont une interface entre la mer et la terre ferme. Ces forêts littorales marécageuses ont longtemps été étudiées sous le prisme de questionnements botaniques relatifs aux palétuviers. La fin des années 1960 marque un tournant dans l'appréhension de la mangrove comme écosystème (Macnae, 1968 ; Rollet, 1981 ; Cormier-Salem, 1994). Le rôle des interactions entre les composantes hydrologiques, géomorphologiques et biologiques est documenté. Dès lors, une importante littérature vise à mieux décrire dans quelle mesure la mangrove est un habitat pour de nombreuses espèces animales et abrite des ressources halieutiques consommées par les sociétés. Par conséquent, les études sur cet écosystème se font également sous le prisme des sciences humaines et sociales (Pelissier, 1966) et la mangrove est progressivement envisagée comme système socio-écologique (Cormier-Salem, 1999; Dahdouh-Guebas et al., 2021). Cette section vise à présenter les enjeux de connaissance et de gestion autour de la mangrove sénégalaise. La mangrove y étant à la fois en situation d'interface géographique et écologique que de conflits d'usages entre les enjeux du changement global et l'accès à la ressource à l'échelle locale.

Sous-section 1.1.1. Les espèces végétales et leur organisation le long des gradients environnementaux

La mangrove peut être considérée comme un écosystème caractérisé par la présence d'une végétation ligneuse halophile sur des substrats vaseux salés. La mangrove se situe sur la zone intertidale des littoraux tropicaux (fig. 1.1) où la température moyenne de l'eau de mer du mois le plus froid est supérieure à 20°C (Duke, 1992 ; Tomlinson, 1994 ; Alongi, 2009).



Figure 1.1. Distribution mondiale des mangroves (Bunting et al., 2022)

La mangrove est composée d'au moins une espèce de palétuvier (fig. 1.2) qui en est la masse ligneuse principale. Certains espaces d'arrière-mangrove moins fréquemment inondés par le battement des marées constituent les tannes¹ (fig. 1.2). Cette partie asylvatique de la vasière s'observe là où les forts taux de salinité et l'acidité du sol limitent très fortement la croissance des palétuviers. Néanmoins, les tannes peuvent être des espaces potentiels de mangrove en fonction de la dynamique de l'hydrosystème pouvant rendre ces espaces plus ou moins propices à la colonisation des palétuviers. Dès lors, dans cette thèse, les tannes seront donc considérées comme partie intégrante du continuum de la toposéquence de mangrove.



Figure1.2. **Diversité des paysages d'un écosystème de mangrove au sein d'un estran**

exemple de palétuviers (ici *Rhizophora racemosa*) en bordure de chenal et exemple de tannes en amont du gradient d'inondation à l'interface avec la terre ferme. (Lombard, 2019, 2021)

¹ Le terme tanne, également connu sous les appellations tann ou tan, a été emprunté au Sérère, où il signifie "étendue de terres salées", le terme a été popularisé au-delà des frontières sénégalaises par l'intermédiaire de Léopold Sédar Senghor. À présent, il est couramment employé dans les écrits scientifiques.

Les forêts de mangrove, un écotone à la croisée des enjeux des changements globaux

La mangrove est donc peuplée d'espèces de palétuviers. La diversité spécifique varie d'une région à l'autre du globe. La figure 1.3 présente le nombre d'espèces différentes de palétuviers présents sur les régions littorales. L'Afrique de l'Ouest présente une faible richesse spécifique avec entre 6 à 8 espèces de palétuviers différentes.

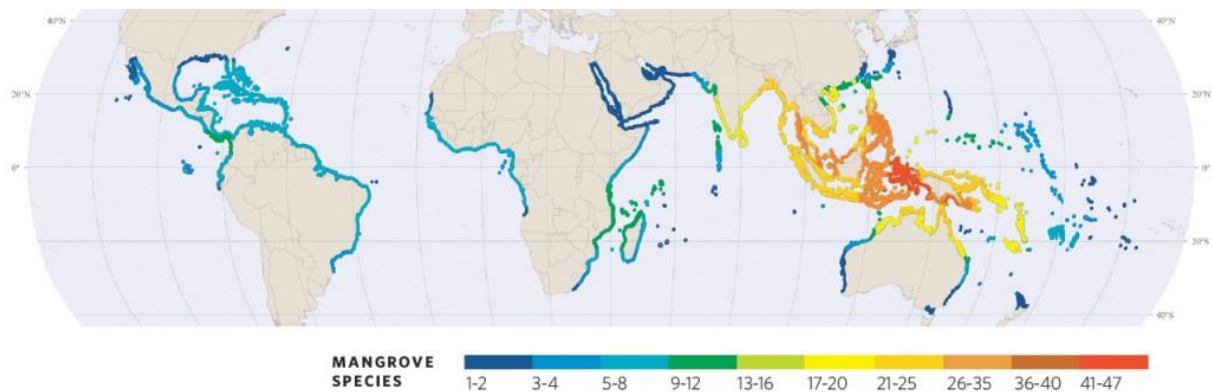


Figure 1.3. Diversité spécifique des forêts de mangrove dans le monde (Spalding et al., 2011)

Les espèces que l'on rencontre au Sénégal se répartissent en trois familles se déclinant en six espèces (Sow et al., 1994) in (Cormier-Salem, 1994) :

- Les *Rhizophoracées* dominent avec trois espèces caractéristiques : *Rhizophora harrisonii*, *Rhizophora mangle*, *Rhizophora racemosa*
- Les *Acanthacées* comprennent une seule espèce, *Avicennia germinans*
- Les *Combretacées* sont représentées par deux espèces : *Conocarpus erectus* et *Laguncularia racemosa*

Au sein du Sénégal trois espèces sont très majoritairement représentées, les autres n'étant présentes que de manière très ponctuelle. En effet, *Rhizophora mangle*, *Rhizophora racemosa*, *Avicennia germinans* sont les espèces dominantes. Les espèces se différencient par des adaptations différentes au milieu qui régissent également leur organisation spatiale au sein de la mangrove (Tomlinson, 1986 ; Krauss et al., 2008). Ces adaptations répondent à trois grandes contraintes :

- L'adaptation à un environnement salin :

Les espèces du genre *Rhizophora spp.*, filtrent et rejettent les excès de sels par leur système racinaire permettant d'éviter l'accumulation de sel dans les tissus.

Les forêts de mangrove, un écotone à la croisée des enjeux des changements globaux

Les espèces du genre *Avicennia spp.*, possèdent des glandes excrétrices de sel leur permettant de maintenir un seuil de salinité tolérable dans leur organisme. Les glandes sécrétrices se trouvent au niveau du système foliaire. Des cristaux de sel sont donc régulièrement visibles sur les feuilles d'*Avicennia germinans*.

Certaines espèces accumulent, quant à elles, des taux importants de sel dans certaines de leurs feuilles. Au-delà d'un seuil, l'espèce ne supportant plus l'accumulation saline fait chuter les feuilles ayant accumulé d'importantes quantités de sel. Cela lui permet de retrouver par la suite un taux de salinité supportable.

- Adaptations aux contraintes hydrologiques et sédimentaires :

Nombreuses espèces de palétuviers diffèrent de la majorité du monde végétal car elles sont vivipares (Tomlinson, 1986). Les propagules germent alors qu'elles sont encore accrochées à l'arbre. Lorsqu'elles tombent, les racicules se plantent dans la vase pour le genre *Rhizophora spp.*, (fig. 1.4a) tandis que les propagules se déposent seulement pour le genre *Avicennia spp.*, (fig. 1.4b). Une fois au sol, les propagules s'enracinent très rapidement dans la vase leur permettant de s'adapter à la force tractrice des marées.

a)



b)



Figure 1.4. Morphologies et stratégies de dépôt des propagules. a) *Rhizophora mangle* et b) *Avicennia germinans* (Lombard, 2018)

Les propagules peuvent résister, suivant les espèces, à une durée plus ou moins longue de submersion dans l'eau de mer. Elles peuvent également se disperser en fonction des processus hydrodynamiques (vagues et courants marins). Certaines propagules sont capables de changer leur densité pour leur permettre de flotter à la verticale lorsque la profondeur d'eau est suffisamment faible pour s'enraciner et inversement (Hogarth, 1999). D'autres propagules, comme celles d'*Avicennia germinans* possèdent une densité leur permettant de couler dans une eau ayant des taux de salinité compris dans l'optimum écologique de l'espèce (Rabinowitz 1978).

Certains palétuviers possèdent un système racinaire leur permettant de se stabiliser dans les vasières les plus meubles. Ce sont les racines échasses (fig.1.5). Elles sont présentes sur les espèces du genre *Rhizophora spp.*, certaines de ces racines prennent naissance plusieurs centimètres voire mètre au-dessus du sol leur permettant de réajuster leur point d'équilibre en fonction de la croissance de leur houppier. Ce phénomène permet également aux *Rhizophora spp.*, d'être un concurrent efficace dans la compétition pour la lumière dans la mesure où le houppier de l'individu peut se développer rapidement latéralement dans le but de rechercher la lumière sachant qu'il sera secondé par un système racinaire lui permettant

Les forêts de mangrove, un écotone à la croisée des enjeux des changements globaux

de réajuster son équilibre. Dans ce sens, les *Rhizophora ssp.*, peuvent être considérées comme des espèces végétales « mobiles » (Hallé, 1999).



Figure1.5. Racines échasses d'un *Rhizophora mangle*

(Lombard, 2021)

- Adaptations aux conditions anaérobiques des sols de mangrove :

Les conditions physico-chimiques des sols de mangrove ne permettent pas aux végétaux de survivre dans cet environnement. Pour pallier cette contrainte, certains palétuviers possèdent une partie parfois émergée leur permettant d'absorber les composants chimiques nécessaires à leur développement directement dans l'atmosphère. Les espèces du genre *Avicennia spp.*, utilisent par exemple des pneumatophores (fig. 1.6). Il s'agit d'un organe racinaire émergeant du sol permettant les échanges gazeux avec l'atmosphère.



Figure1.6. Pneumatophores aux pieds d'*Avicennia germinans* (Lombard, 2021)

Ces différents traits régissent la distribution des espèces le long des différents gradients environnementaux dans les deltas et estuaires à mangrove du Sénégal. Selon le modèle le plus fréquent : l'estran d'une vasière à mangrove dans les hydrosystèmes sénégalais est occupé, par une frange à *Rhizophora racemosa* au point le plus bas et le plus fréquemment inondé, suivi d'une forêt à *Rhizophora mangle* dans les positions moyennes et d'une formation arbustive à *Avicennia germinans* dans les positions moyennes à hautes. Dans les parties hautes de ces vasières, là où le sel et le soufre oxydé rendent les sols impropres à la croissance de la végétation, une zone de tanne s'observe, proportionnelle au déficit hydrique du bassin versant (Marius, 1985; Diop, 1986; Cormier-Salem, 1999; Andrieu, 2020). En certains lieux, des variations géomorphologiques ainsi que morpho-sédimentaires entraînent l'élimination de certaines espèces en bordure du chenal à cause principalement des envasements empêchant le genre *Rhizophora spp.*, de croître normalement (Sow et al., 1994) in (Cormier-Salem, 1994). Dans ces conditions, le genre *Avicennia spp.*, peut devenir l'espèce pionnière car ses propagules sont piégées par la morphologie de certains bancs de vases (Sow et al., 1994) in (Cormier-Salem, 1994). L'organisation spatiale de la mangrove du Sénégal se distingue par une grande proportion de tannes et des aires de palétuviers réduites. La figure schématique du transect (fig. 1.7) synthétise la zonation caractéristique de la mangrove du Sénégal : une zone très réduite à *Rhizophora racemosa*, une zone large à *Rhizophora mangle* accompagnée d'*Avicennia germinans*, une zone de tanne nu et une zone herbacée composée essentiellement de *Sesuvium portulacastrum*.

Les forêts de mangrove, un écotone à la croisée des enjeux des changements globaux

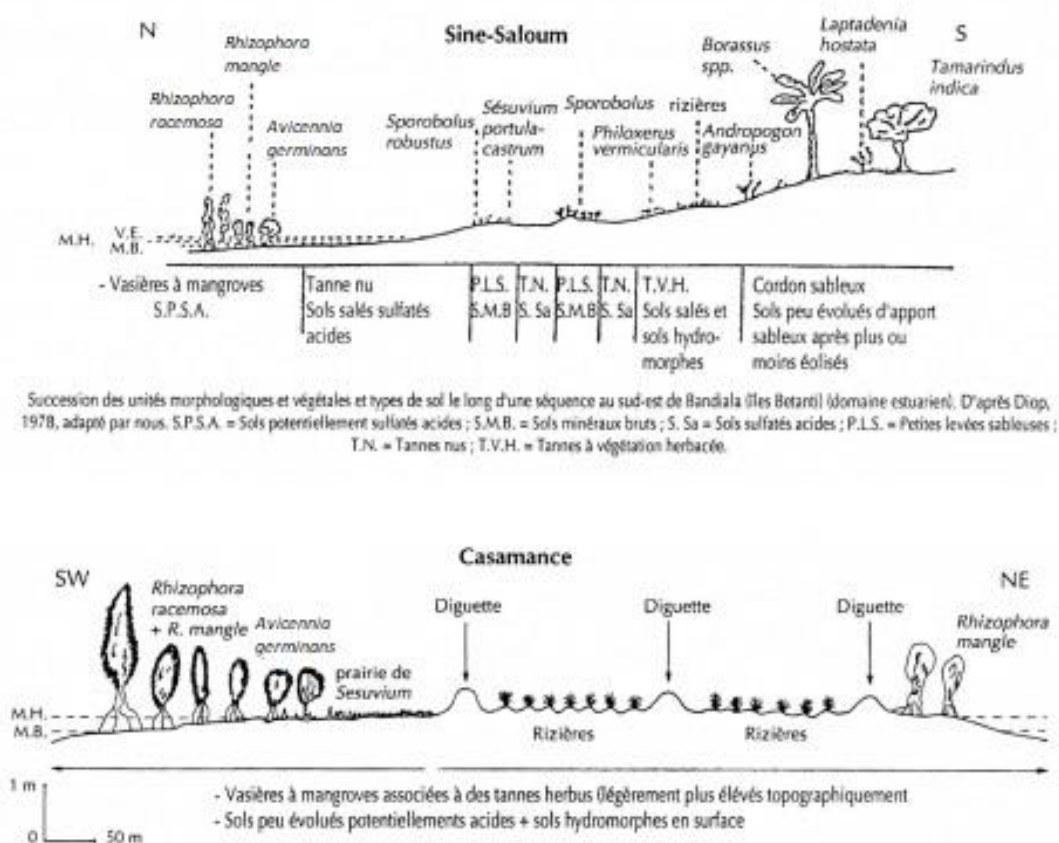


Figure 1.7. Transect chenal - terre ferme et distribution de la végétation dans la mangrove du Sénégal dans le delta du Saloum au nord et en Casamance au Sud (d'après Diop, 1986 modifié par Lombard, 2023)

Sous-section 1.1.2. À l'échelle globale, une ressource indirecte

Les espèces végétales de mangrove constituent une ressource naturelle directe (Walters et al., 2008) pour les populations côtières Afrique de l'Ouest (Cormier-Salem, 1999) notamment au Sénégal (Gallup et al., 2020). Par ailleurs, la mangrove constitue également une ressource indirecte grâce à ses différentes contributions aux populations (Alongi, 2009) comme le stockage d'importantes quantités de carbone (Donato et al., 2011) ou encore l'atténuation de l'érosion côtière (Katheriresan et Rajendran, 2005). Dans un contexte de changements globaux perçus comme incertains et parfois comme urgents, la mangrove est devenue un enjeu de conservation majeur et un instrument de gestion dans les politiques d'atténuation du changement climatique (Singer, 2015 ; Cormier-Salem et Panfili, 2016). Le programme REDD+ s'avère dans ce sens une opération louable. Il a parfois permis d'enrayer la déforestation et les dégradations forestières par une rémunération des pays en développement décidant d'agir à travers cinq activités (Singer, 2015) : la lutte contre la déforestation, la lutte contre les dégradations forestières, l'aménagement durable des forêts,

la conservation et l'augmentation des stocks de carbone forestier. Cependant, pour bénéficier de ce financement, les pays doivent établir une stratégie d'action élaborer à travers des instruments centraux : une stratégie nationale ou plan d'actions REDD+, un niveau de référence, un système national de surveillance des forêts et un système d'information sur les sauvegardes. Dès lors, ces instruments peuvent parfois engendrer des effets pervers conduisant à affaiblir la biodiversité et les sociétés comme dans les mangroves du Saloum et de la Casamance au Sénégal (Cormier-Salem et Panfili, 2016). En effet, l'objectif de la séquestration du carbone prend le pas sur la diversité biologique ou le bien-être des populations locales. En outre, les politiques de reboisements à l'œuvre au Sénégal concentrent leur effort essentiellement sur des plantations mono-génériques (fig. 1.8a) du genre *Rhizophora ssp.*, répondant notamment aux logiques des programmes REDD+ de séquestration du carbone, mais assimilables à des processus d'accaparement des terres (Cormier-Salem et Panfili, 2016). Par ailleurs, les postulats sur lesquels se fondent les politiques de reboisements paraissent alors peu robustes dans la mesure où la dynamique des espèces appartenant à la mangrove en Afrique de l'Ouest n'a été que très peu quantifiée et analysée (Andrieu et al., 2020; Devaney et al., 2021). Par ailleurs, il est relativement courant d'observer que la plantation de *Rhizophora spp.*, ne respecte pas les contraintes de la niche écologique de ces espèces et entraînent parfois donc leur mortalité (fig. 1.8b). Enfin, elles contribuent assez peu à la régénération des surfaces puisque des relevés botaniques de terrain ont démontré que 96% des zones d'augmentation des mangroves des 15 dernières années étaient spontanées contre 4% liées aux reboisements (Andrieu et al., 2020).



Figure1.8. Reboisement de *Rhizophora mangle* dans le Delta du Saloum. À gauche, plantation en bonne santé, à droite, plantation en dépérissement (*illustration de Devaney et al., 2021*)

Sous-section 1.1.3. À l'échelle locale, une ressource directe

Outre les contributions indirectes aux populations, la mangrove fournit de la matière ligneuse utilisée par les populations locales comme matériaux de construction, mais essentiellement comme combustible. Cela concerne, pour le Sénégal, le bois de chauffe à usage domestique, mais également la combustion du bois pour le fumage du poisson (Cormier-Salem, 1994 ; Andrieu, 2008). Cette dernière activité est d'ailleurs une source importante de revenus pour les populations locales (Gallup et al., 2020). Avant la mise en place, pour la mangrove, des décrets d'application du code forestier, les populations locales avaient un accès à une ressource en bois, essentiellement pour le foyer ou la construction. Ainsi, la gestion des mangroves au Sénégal est régie par la loi n° 98-03 du Code forestier sénégalais, ainsi que par son décret d'application n° 98-164 (République du Sénégal, 1998). Par ailleurs, à la suite de la mise en place de ces mesures de protection (tableau 1.1) l'accès à cette ressource s'est particulièrement réduit et est totalement interdit par endroit, notamment dans les réserves de biosphère, réserves naturelles intégrales, parcs nationaux (fig. 1.9) et les zones replantées par les ONG (Diaw, 2006).

Tableau 1.1. Les différents statuts de protection attribués à la mangrove du Delta du Saloum

Type de statut de protection	Superficie [ha]	Année de création
Parc national du Delta du Saloum (PNDS)	76 000	1976
Réserve de Biosphère du Delta du Saloum (RBDS)	334 000	1981
Site RAMSAR	73 000	1984
Aire Marine Protégée de Bamboung	7 000	2004
Site culturel du patrimoine mondial de l'UNESCO	145 811	2011
Aire Marine Protégée de Gandoul	15 732	2014
Aire Marine Protégée de Sangomar	87 437	2014



Figure 1.9. Limites et étendues des aires protégées dans le Saloum

(Cazalet, B., Féral, F., & Weigel, J. 2007)

L'application de ces réglementations varie néanmoins en fonction des communautés rurales et des services du ministère des Eaux et Forêts. En outre, l'intervention d'organisations non gouvernementales (ONG) et d'organisations de développement en lien avec ces réglementations peut conduire à des interprétations divergentes de ces directives (Weigel et Dahou, 2007, Gallup et al., 2020). Malgré ces interdictions, on observe des coupes (Diéye, 2013 ; Carney et al., 2014 ; Fent et al., 2019). Dans les villages insulaires de Casamance auxquels ce droit a été maintenu faute d'autre ressource accessible (Diaw, 2006). Dans le Saloum, cette exploitation a lieu de manière illégale.

L'essentiel de l'exploitation de ressources ligneuses de mangrove concerne le bois de chauffe où les espèces du genre *Rhizophora spp* sont préférées au genre *Avicennia spp.*, pour leur capacité à générer moins de fumée et brûler plus longtemps (Walters et al., 2008; Diéye et al., 2013; Gallup et al., 2020). Néanmoins, la sélection des espèces pour les différents usages est aussi fonction de l'état de santé des individus ou encore de l'accessibilité de cette

Les forêts de mangrove, un écotone à la croisée des enjeux des changements globaux

ressource. Par exemple, le bois mort est préféré car il sec et brûle plus facilement ; il n'y a donc pas besoin de période de séchage. En outre, la récolte de bois n'est pas toujours l'unique activité des populations qui en ont la charge lors d'une journée. En effet, il arrive souvent que les pêcheurs récoltent du bois sur leur trajet de retour au village. Dès lors, les espèces dont l'accessibilité en pirogue est la plus aisée sont souvent privilégiées. Or, au sein du gradient d'inondation des marées, *Rhizophora racemosa* occupe généralement les bords des chenaux. Par conséquent, les coupes de mangrove sont les plus fréquentes en bord de chenal sur la frange de mangrove la plus dense et la plus haute (fig. 1.10) en pénétrant quelques mètres à l'intérieur des peuplements pour éviter d'être vues par les autorités. À l'inverse, si la personne en quête de bois se déplace à pied depuis le village, elle va viser les zones d'arrière-mangrove à *Avicennia germinans*.



Figure 1.10. Coupe de bois de mangrove sur des *Rhizophora mangle* en bord chenal accessible en pirogue (Lombard, 2019)

En outre, les *Rhizophora racemosa*, possèdent de longues tiges rectilignes pouvant atteindre 6 à 8 m au Sénégal. Ces individus sont donc préférés pour la construction de charpentes, d'enclos pour les animaux et de lieux sacrés (fig. 1.11).



Figure 1.11. Usages du bois de mangrove du genre *Rhizophora ssp.* a) Séchage de bois à destination d'une construction de clôture b) Clôture et abri d'un lieu sacré et c) récolte des tiges longilignes de *Rhizophora racemosa* (Lombard, 2019)

Ces différents usages ont été documentés pour le Sénégal (Cormier-Salem; Andrieu, 2008; Ndour et al., 2012; Dieye et al., 2013; Solly et al., 2018; Gallup et al., 2020; Arumugam et al., 2021; Dièye et al., 2022). Néanmoins, l'impact de ces usages sur la dynamique de la mangrove n'a jamais été quantifié. Cependant, il est courant dans la littérature scientifique de rencontrer le terme de coupes abusives (Ndour, 2005 ; Ndour et al., 2012 ; Dieye et al., 2013 ; Bassène, 2016 ; Dieye et al., 2022) et d'attribuer à cette pratique un poids important dans les dynamiques passées de la mangrove (les coupes abusives anciennes auraient provoqué la réduction des surfaces de mangroves, leur arrêt expliquerait leur augmentation). Deux objections peuvent être apportées à ce terme. La première concerne l'absence de quantification de l'impact des coupes dans le temps. Il est, dès lors, délicat de conclure si les coupes ont contribué de manière significative au déclin de la mangrove observé dans les années 70 à 90 (Marius, 1985 ; Marius, 1995 ; Diop, 1998 ; Moreau, 2004 ; Ndour, 2005 ; Dieye et al., 2013 ; Andrieu, 2018 ; Fent et al., 2019). La seconde, concerne l'absence d'étude sur la

dynamique des espèces ou des formations végétales exploitées par les sociétés locales. En effet, il apparaît opportun d'analyser si les zones de mangrove ayant disparu contenaient les espèces et les physionomies de végétation prisées par les populations locales. *In fine*, une quantification plus claire de ces dynamiques et de l'impact des usages sur celles-ci permettraient une aide à la décision pour hiérarchiser selon les lieux les enjeux d'accès à la ressource, de séquestration carbone et de conservation de la biodiversité.

L'articulation des échelles d'intervention sur la gestion de la végétation demeure donc dichotomique. En effet, l'échelle de la gestion des ressources végétales, souvent locale, s'oppose parfois aux politiques de gestions instaurées à un échelon international où la conservation ou la restauration de la biodiversité prime. Les mangroves du Sénégal (Cormier-Salem et Panfili, 2016) sont des exemples de l'articulation complexe des échelles d'actions concernant la gestion de la végétation en tant que contribution de la nature aux populations et patrimoine naturel mondial.

Section 1.2. La mangrove du Sénégal, une interface terre-mer métastable ou dégradée ?

L'ambivalence des enjeux de conservation locaux et globaux peut instaurer des conflits des usages des sols voire de situation d'accaparement des terres (Cormier-Salem et Panfili, 2016). Il existe une importante littérature (grise et scientifique) légitimisant les politiques coercitives visant la régulation des pratiques d'exploitations du bois de mangrove. Bien que, dans de nombreux cas, des politiques de gestions strictes soient nécessaires, leur mise en place doit être étayée par la science. Or, la communauté scientifique tend à préconiser des politiques visant les co-bénéfices de la conservation pour atteindre la durabilité des politiques environnementales (Walton et al., 2006 ; Cormier-Salem et Panfili, 2016 ; López-Angarita et al., 2016 ; Cormier-Salem, 2017 ; Friess et al., 2020 ; Dahdouh-Guebas et al., 2021). Cependant, les enjeux globaux de conservation (et les objectifs des décideurs du Nord Global) ont tendance à prendre l'avantage sur les enjeux locaux (et les objectifs des acteurs locaux du Sud Global) et entretiennent ainsi les récits de dégradation sur les environnements sahélo-soudaniens. Certaines incompréhensions coloniales des environnements naturels (Davis, 2007 ; Fairhead et Leach, 1996) ont pu être à l'origine de ces perceptions, tout comme des idées utopiques sur une nature sauvage « vierge » et non habitée (Cronon, 1996 ; Neumann, 1998). Cette section vise à montrer que l'appréhension et l'articulation des enjeux de co-

bénéfices de la conservation des mangroves du Sénégal peuvent être biaisées pour deux raisons : la première concerne l'inertie du paradigme de dégradation de terre dans l'étude des environnements sahélo-soudaniens, la deuxième induite par les lacunes de connaissances existantes sur les dynamiques des populations de palétuviers et leur réaction face à la variabilité temporelle du climat.

Sous-section 1.2.1. La désertification, la dégradation des terres et la mangrove

La dégradation des terres fait référence à l'altération des éléments biophysiques et des écosystèmes face à des changements environnementaux d'origine humaine ou naturelle (UNCCD, 1994). La perte du couvert ligneux, de la biodiversité, l'érosion des sols sont des exemples de manifestations conduisant aux diagnostics de dégradation des terres. Si ces éléments peuvent être quantifiés, il demeure plus délicat d'élaborer des outils pour diagnostiquer une dégradation des paysages (Taïbi, 2015). De plus, le paysage est l'entité visible et perçue émanant des interactions socio-écologiques. Dès lors, les états de références sur lesquelles se fonde le diagnostic de dégradations des paysages peuvent être issus de représentations plus ou moins arbitraires (Gunnell, 2009 ; Alexandre et Genin, 2011 ; Taïbi, 2015). Le concept du climax (Clements, 1916) sert de base théorique aux études de dégradation des paysages. L'analyse des changements socio-environnementaux en Afrique de l'Ouest est essentiellement fondée sur l'étude des trajectoires des milieux biophysiques et de leur situation vis-à-vis d'un climax. Or, le référentiel climacique forestier a été appliqué très loin au nord, jusqu'au milieu de savanes (Ballouche, 2002) dès lors assimilées à des stades régressifs de la végétation découlant d'une surexploitation des ressources (Aubréville, 1949). Un ensemble de raisonnements, un champ lexical et des méthodes de recherches ont, notamment avant les années 50, constitué un paradigme centré sur la dégradation de l'environnement. Cependant, ces conceptions ont pris leurs fondements et ont été diffusées dans un contexte colonial et durant une période anormalement humide dans la première moitié du 20ème siècle (Ballouche, 2016 ; Alexandre et Mering, 2018), notamment par l'intermédiaire d'ingénieurs forestiers français comme André Aubréville (1897-1982). Durant ces années, l'action anthropique est avancée comme principale force de changements (Richard, 1990 ; Geist et E. Lambin, 2004), et pour cela ont été mises en place des politiques de sauvegarde du couvert forestier notamment par des actions comme le classement en aire protégée (Alexandre et Mering, 2018). De l'ère coloniale à ce jour, ces constats conduisent

régulièrement les gestionnaires à « diagnostiquer » une dégradation des terres. Néanmoins, l’Afrique de l’Ouest, et plus particulièrement la bande sahélo-soudanienne, a été soumise à d’importantes fluctuations de son environnement au cours des dernières décennies (Alexandre et Méring, 2018). En effet, la région a connu une importante sécheresse (fig. 1.12) à partir de la fin des années 1960, jusqu’au milieu des années 1990 (Nicholson, 2005; Nicholson, 2013; Descroix et al., 2015).

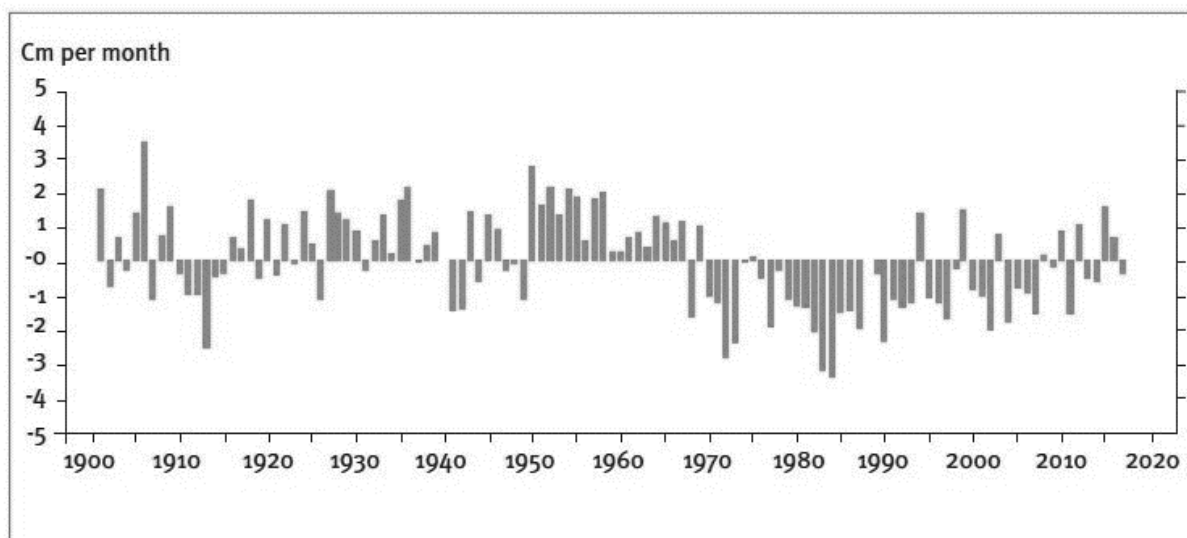


Figure 1.12. Précipitations de la saison des pluies de juin à octobre dans la bande sahélienne – écarts par rapport à la moyenne, 1900-2017 (Université de Washington, Joint Institute for the Study of the Atmosphere and Ocean, 2017)

Une partie de la littérature scientifique s’accorde sur le principe que les fluctuations pluviométriques ont eu une incidence sur la mangrove notamment sur la mortalité ou la régénération des palétuviers (Marius, 1985 ; Diop et al, 1997 ; Dieye et al., 2013 ; Andrieu et al., 2020). La majeure partie des travaux mobilisant la télédétection converge pour dire que, depuis les années 1990, les mangroves du Sénégal connaissent une hausse des surfaces. Celle-ci a été expliquée par un processus de régénération spontané depuis la reprise des pluies, en symétrie des pertes en réaction à la sécheresse. Malgré les constats sur cette régénération des surfaces depuis le milieu des années documentée par les travaux en télédétection, plusieurs études érigent en postulat la dégradation de la mangrove du Sénégal (Bassene et al., 2013; Carney et al., 2014; Diouf, 2019; Gallup et al., 2020; Arumugam et al., 2021; Naidoo, 2023). L’état de l’art est donc discordant. Les approches régionales par l’imagerie satellitaire s’accordent sur une dynamique progressive des surfaces de mangrove, tandis que les approches en SHS (écologie politique, enquêtes sur les pratiques et les usages) continuent

d'inscrire leurs études dans le cadre de la dégradation, sans toujours prendre en compte les conclusions des autres disciplines qui décrivent les fluctuations du climat et de la végétation. Pour appréhender la construction de ces constats sur la mangrove sénégalaise, il semble nécessaire de s'interroger sur l'impact des états références et la période à laquelle ils ont été construits. L'analyse des séries climatiques montre une forte variabilité interannuelle avec néanmoins des périodes sèches et humides. À partir des années 1970, une baisse significative des cumuls pluviométriques marquera la communauté internationale (Alexandre et Mering, 2018). En effet, la récurrence des sécheresses provoque des pertes agricoles importantes, une baisse de la productivité végétale induisant une insécurité alimentaire (Mortimore et Adams, 1999 ; Hiernaux et al., 2009 ; Fensholt et al., 2013 ; Brandt et al., 2019). La construction des savoirs scientifiques sur les écosystèmes sahélo-soudaniens s'est établie pendant la période coloniale, ce dont les effets néfastes ont été analysés depuis (Fairhead et Leach, 1996 ; Rasmussen, 1999 ; Fairhead, Leach, 2000 ; Glenzer, 2002 ; Ballouche et Taïbi, 2013 ; Benjaminsen et Hiernaux, 2019 ; Gangneron et al., 2022). En outre, cette fin de la période coloniale correspond aussi à une période humide avec des cumuls pluviométriques supérieurs à la normale sur le siècle (Nicholson et al., 2012). Dès lors, depuis les années 1970, un certain caractère « verdoyant » documenté par les études antérieures ne semble pas avoir été retrouvé. Néanmoins, l'absence de données à l'échelle régionale antérieure à la sécheresse ne permet pas d'établir d'études diachroniques robustes. Par conséquent, il est délicat de comprendre l'ampleur du reverdissement constaté depuis la reprise pluviométrique du milieu des années 1990. Cette absence de comparatif semble être une des raisons pour laquelle les constats de dégradation subsistent malgré l'évolution positive des surfaces de mangrove.

Sous-section 1.2.2. Évolutions de la mangrove du Sénégal : la cartographie par télédétection comme outil de diagnostics

La mangrove du Sénégal a connu des fluctuations de ses surfaces depuis les années 1970. L'arrivée des missions Landsat a permis de quantifier les surfaces et ses évolutions depuis 1972. D'abord à 60 m de résolution spatiale puis à 30 m (à partir de 1984), la télédétection a permis une cartographie de l'occupation du sol permettant de distinguer les composantes interagissant avec l'écosystème de mangrove. L'eau, les vasières (tannes) et les forêts de palétuviers peuvent être discriminées relativement facilement grâce à leurs signatures spectrales respectives (Andrieu et Mering, 2008). Néanmoins, les chiffres concernant les

surfaces de mangrove peuvent être discordants. Par exemple, le Global Mangrove Watch (GMW) a cartographié 1 284.48 km² en 2009 alors que Fent et al, (2019) annonce une étendue 1 564.65 km² pour la même année. En 2018, GMW a quantifié 1 270.31 km² tandis que Fent et al, (2019) ont cartographié 1 808.18 km². Dès lors, le GMW annonce une tendance régressive des surfaces de mangrove alors que Fent et al. (2019) ont quantifié une nette progression (243.53 km²). Au cours de la dernière décennie, l'état de l'art a néanmoins convergé vers une progression des surfaces (Andrieu, 2018 ; Andrieu et al., 2020 ; Conchedda et al., 2008 ; Dièye et al., 2013 ; Fent et al., 2019). Plus largement, les études de télédétection s'accordent pour discriminer deux tendances nettes. Depuis l'arrivée des missions Landsat, les études ont détecté une tendance régressive jusqu'au milieu des années 1990. À partir de cette date, la tendance s'inverse et les surfaces progressent. Par conséquent, les données mises à disposition par le GMW sont discordantes en termes de chiffres avec les études de télédétection. Par ailleurs, une étude a détecté des pertes importantes entre 1986 et 2010 (Carney et al., 2014). Bien que discordante avec une partie importante de l'état de l'art sur les mangroves sénégalaise (Andrieu et Mering, 2008; Conchedda et al., 2008; Conchedda et al., 2011; Dièye et al., 2013), cette étude a été largement reprise par la littérature scientifique et sans contradiction dans des articles synthèses sur la mangrove à large diffusion (Friess et al., 2019). Néanmoins, Andrieu et al. (2019) ont démontré que l'article de Carney et al. (2014) était sujet à des erreurs de classifications importantes notamment dues à des erreurs de géoréférencement d'images LANDSAT et de confusions spectrales entre les vasières et la mangrove. En effet, Andrieu et Mering (2008) ont démontré qu'il pouvait exister des proximités spectrales entre les états de surfaces. Par conséquent, les études utilisant les classifications non supervisées peuvent avoir recours à des classifications emboîtées (Andrieu et Mering, 2008; Andrieu, 2018; Diédhiou et al., 2020) pour réaffecter les pixels sujets aux erreurs.

Sous-section 1.2.3. Dynamique de la mangrove du Sénégal : Controverses et lacunes de connaissances

Les divergences entre les chiffres publiés par les rapports de la FAO (2007; 2020), le GMW ou encore Carney et al. (2014) avec le reste de l'état l'art (Andrieu et Mering, 2008 ; Andrieu et al., 2018 ; Conchedda et al., 2008 ; Conchedda et al., 2011 ; Dièye et al., 2013 ; Diédhiou et al., 2020 ; Fent et al., 2019) ont donc conduit à des controverses sur la mangrove du Sénégal.

Les chiffres issus des rapports de la FAO sont des extrapolations de tendances continentales et n'ont pas vocation à établir un diagnostic à l'échelle nationale. Les cartes du GMW sont établies avec des méthodes qui se doivent d'être reproductible à l'échelle mondiale, mais qui ne peuvent parfois pas discriminer les spécificités spectrales à l'échelle régionale. Elles permettent donc d'établir des tendances, mais ne peuvent se substituer aux études régionales. Cependant, ces chiffres entretiennent, pour le Sénégal, des croyances sur une dégradation irréversible de la mangrove. Rappelons qu'à l'échelle mondiale, la mangrove connaît des pertes importantes (Thomas et al., 2017 ; Friess et al., 2019), et que cette tendance régressive semble s'atténuer (Bryan-Brown et al., 2020 ; Friess et al., 2020). Certaines zones en Afrique de l'Ouest, dont le Sénégal, connaissent quant à elles, une augmentation de leur surface (Andrieu et Mering, 2008 ; Andrieu et al., 2018 ; Conchedda et al., 2008 ; Conchedda et al., 2011 ; Dièye et al., 2013 ; Diédhiou et al., 2020 ; Fent et al., 2019). Néanmoins, les fluctuations (régression puis progression) des surfaces de mangrove ont conduit à considérer la mangrove comme dégradée car distincte d'un état de référence construit pendant la période humide. En outre, les volontés de certains acteurs comme les ONG à agir face à ces dynamiques environnementales se sont souvent construites sur ces mêmes états de références. De plus, le retour à cet état initial ou théorique des systèmes naturels sert de modèle pour ériger des politiques environnementales nationales, souvent pilotées par des institutions internationales (Gunnell, 2009 ; Ballouche, 2016). Bien que parfois légitimes, ces volontés peuvent entretenir la rhétorique selon laquelle les zones rurales africaines connaissent une pression démographique croissante conduisant inévitablement à une dégradation des terres (Leach et Mearns, 1999). Il ne s'agit pas ici de contester systématiquement ces constats qui peuvent être bien documentés. Néanmoins, cela ne doit pas être fait sans fondements scientifiques. La description et la mesure des changements environnementaux sont une étape qui ne doit pas être omise. Or, elle semble être absente de certains travaux qui érigent la dégradation non pas comme hypothèse, mais comme seul postulat. La démarche scientifique doit s'efforcer de qualifier et quantifier les changements environnementaux puis de conclure si ces dynamiques induisent une dégradation, ou non. L'imagerie satellitaire permet de répondre à cet objectif. La télédétection, à l'échelle régionale, couvrant plusieurs décennies, couplée aux études de terrain locales permet d'une part de quantifier les changements environnementaux et, d'autre part, d'appréhender les forces motrices du changement. Cependant, peu d'études ont

associé ces deux démarches pour la compréhension des changements. Fent et al. (2019) remarquent que, malgré une tendance de progression des surfaces cartographiée par télédétection, des coupes de bois ont été observées dans certains villages. Dès lors, ces auteurs suggèrent que les récits de dégradations ne peuvent être corroborés par l'observation d'exploitation du bois de palétuviers. En effet, malgré l'utilisation du bois de mangrove, les surfaces sont en progression. Fent et al. (2019) concluent que la gestion durable de la coupe du bois peut être observée lorsque les communautés locales parviennent à préserver efficacement leurs ressources forestières. Cependant, il est possible que certaines activités de déboisement sur de petites parcelles échappent à la détection par les données satellitaires utilisées pour surveiller les changements de couverture des mangroves. En effet, les données Landsat ou Sentinel possèdent des résolutions décimétriques. Par conséquent, d'après ces auteurs, ces processus locaux ne suffisent pas à expliquer entièrement les schémas spatiaux et temporels observés dans la dynamique régionale des mangroves. Dans le cas du Sénégal, où il n'existe pas de plans de gestion formels (Gallup et al., 2020), la récolte du bois de mangrove suit pourtant bien le rythme naturel de régénération et de reboisement des mangroves, contribuant ainsi à la durabilité de l'écosystème.

La tendance progressive des surfaces de mangrove a été documentée (Conchedda et al., 2011 ; Dieye et al., 2013 ; Andrieu, 2018 ; Fent et al., 2019), mais la pondération des dynamiques spontanées et anthropiques (par reboisements) n'a fait l'objet que d'une seule publication (Andrieu et al., 2020) limitée au processus de progression entre 2000 et 2015. L'identification des espèces impliquées dans le processus de colonisation des vasières ainsi que l'établissement des pyramides des âges des peuplements ont permis de dater ces processus. Par ailleurs, elles ont également permis de corroborer les tendances observées par télédétection. En effet, les âges hétérogènes et la présence non négligeable de jeunes individus indiquent la présence d'un front de colonisation. En outre, ces données ont remis en question l'implication forte des reboisements dans la dynamique des surfaces de mangrove (Ndour et al., 2012 ; Dièye et al., 2013). En effet, sur les 47 sites échantillonnés dans le Delta du Saloum, seuls 4 % peuvent être imputés aux reboisements (Andrieu et al., 2020). Dans cette étude, les reboisements ont été identifiés par la pyramide des âges des individus et par leur structure spatiale sur les vasières ; les progressions spontanées

Les forêts de mangrove, un écotone à la croisée des enjeux des changements globaux

possèdent une structure qui tend vers une répartition aléatoire tandis que les opérations de reboisements disposent les individus selon des transects parallèles (fig. 1.13).



Figure1.13. Disposition des reboisements de *Rhizophora ssp.* (Andrieu, 2018)

Néanmoins, le manque de transparence des acteurs des ONG et l'absence de données localisées empêchent une quantification plus robuste de l'impact des reboisements sur la dynamique progressive. Cependant, l'implication des différentes espèces de palétuviers dans le processus de colonisation semble montrer une tendance claire. En effet, il a été observé que *Rhizophora mangle* participe aux fronts de progression par ensemencement tandis qu'*Avicennia germinans* ne se reproduit plus et participe à l'extension des surfaces par rejets de souche sur d'anciens individus. Dès lors, au-delà de la controverse sur la dégradation ou non de la mangrove, il existe des lacunes de connaissances sur les forces motrices de la dynamique des populations des espèces végétales de mangrove.

Section 1.3. Appréhender les dynamiques de changements par le prisme de la résilience

La conciliation des enjeux globaux et locaux autour de la mangrove demande une gestion multi-échelle de ce socio-écosystème. Cependant, pour entrevoir de cet objectif, il est nécessaire de comprendre la résilience de la mangrove pour parvenir à des interactions durables entre les sociétés et l'écosystème (Mathevet et Bousquet 2014). Néanmoins, la

résilience est un concept polysémique (Olsson et al., 2015) et nécessite d'être défini. La **sous-section 1.3.1** présentera les fondements théoriques du concept de résilience appliqué à l'écologie et à la géographie. Les postulats d'équilibre et de stabilité seront discutés dans la **sous-section 1.3.2.** au regard de leur implication dans l'analyse des dynamiques de la mangrove en termes de surface ou de répartition des espèces. La **sous-section 1.3.3** s'attache à discuter l'opérationnalité du concept de résilience et entrevoir sa mesure pour appréhender le changement en mangrove.

Sous-section 1.3.1. Le concept de résilience appliqué à l'écologie

La résilience est communément caractérisée comme la capacité d'un système à faire face à des perturbations, se réorganiser, à maintenir son état et ses fonctionnalités (Walker et al., 2004). Ce concept apparaît en écologie à la fin des années 1960 sous l'impulsion d'E. Odum ou encore de Whittaker et Woodwell en 1969. À ce stade, ces travaux portent essentiellement sur les modèles de successions d'espèces végétales au sein des écosystèmes. Initialement, la notion de résilience s'ancre dans un paradigme de l'écologie traditionnelle qui postule que les écosystèmes sont des unités autorégulatrices qui tendent vers un état de stabilité appelé climax (Clements, 1936). Ce dernier, suppose que les écosystèmes suivent des trajectoires linéaires qui peuvent être interrompues par des perturbations. Dans cette optique, la résilience serait la capacité de l'écosystème à retrouver son état initial, après une perturbation (Pimm, 1984).

Une définition différente de la résilience a émergé dans les années 1970 par l'intermédiaire d'Holling (1973) critiquant le principe d'état de référence. En effet, Holling évoque les cas où les perturbations sont si importantes qu'elles ne permettent pas de revenir à un état initial. Dès lors, le système ne peut revenir à son état dit de référence et bascule vers un autre état. La différence entre ces deux visions est fondamentale dans le sens où la résilience selon Pimm postule qu'il existe un état stable dans un certain contexte environnemental vers lequel les écosystèmes tendent tandis que la résilience selon Holling renvoie à l'idée qu'il existe des états métastables (Holling, 1973 ; Folke et al., 2004). Dans le contexte de la résilience des systèmes socio-écologiques, cette distinction a des conséquences éthiques sur les modes de gestion dans la mesure où la vision d'Holling permet de penser la résilience comme une succession de transitions entre des états plus ou moins désirables et recherchés par les

sociétés (Chapin et al., 2009 ; Mathevet et Bousquet 2014). Dès lors, dans un contexte de changement global, évaluer la résilience des systèmes socio-écologique s'avère important pour hiérarchiser les perturbations et confronter des points de vue divergents sur la manière d'utiliser et de gérer ce système (Ostrom, 2009).

Néanmoins, qualifier les perturbations reste une tâche délicate dans les mangroves. En effet, par leur position d'interface entre la terre et la mer, les mangroves occupent un environnement par essence instable. Quotidiennement exposées aux fluctuations de salinités ainsi qu'aux dynamiques sédimentaires, les forêts de mangroves possèdent une amplitude importante d'adaptation aux variations de son habitat (Alongi, 2008). Dès lors, la recherche des seuils auxquels les espèces de mangrove ne peuvent plus s'accommoder constitue un enjeu (Ellison et Farnsworth, 1993; Alongi, 2008) pour évaluer la capacité de résilience de l'écosystème. Cependant, il existe une variabilité intraspécifique et interspécifique dans la réponse de la mangrove aux changements (Cavanaugh et al., 2018). Cela peut induire, d'une part, des effets de seuils différents selon les espèces et selon les individus d'une même espèce face aux variations des descripteurs environnementaux (Cavanaugh et al., 2018) et, d'autre part, une fluctuation des populations des espèces végétales sur différents intervalles de temps. Cela nécessite de s'interroger sur les échelles de temps de la résilience. L'échelle spatiale conditionne également l'analyse de la résilience (Walker et al., 2004 ; Allen et al., 2014 ; Sundstrom et al 2014). En effet, des mortalités ou recrutements peuvent être observés à l'échelle de l'individu alors qu'une apparente stabilité peut être observée à l'échelle du paysage. Dès lors, l'étude de la résilience est multiscalaire. Il s'agit donc de comprendre les interactions entre les échelles au sein de l'écosystème). Cela nécessite de définir le système que constitue la mangrove. De manière générale, un système peut être défini par une population d'éléments qui peuvent être dénombrés et décrits (taille, âge, traits). Lorsque ces attributs sont quantifiables, il devient possible de procéder à une analyse quantitative (densité, recrutement). L'état du système est caractérisé par des valeurs définies pour toutes ses propriétés ou variables d'état. Certains éléments du système peuvent subir des modifications, ce qui influe sur l'état global du système. Dans un système, le changement d'état s'appelle un processus. De plus, des niveaux hiérarchiques existent dans un écosystème (Allen et Starr, 1982; King, 1997). Les niveaux supérieurs peuvent impacter sur les processus écologiques de hiérarchie inférieure (ex : une forêt de palétuviers, par sa densité, influence

les processus de dissémination des différents individus). En retour, les processus de niveau inférieur peuvent faire émerger des structures sur le niveau hiérarchique supérieur (ex : la dissémination impact la structure spatiale de la future forêt). Dès lors, la temporalité des processus des niveaux hiérarchiques inférieurs est de plus hautes fréquences (King, 1997).

Par conséquent, il est nécessaire de comprendre la temporalité des processus à différents niveaux hiérarchiques pour appréhender la résilience de l'écosystème de mangrove. Cela nécessite de s'interroger sur les éléments du système que l'on peut observer et à quelle échelle spatiale ces observations sont rendues possibles.

Sous-section 1.3.2. Échelles temporelles et spatiales de la résilience en mangrove

Les processus dans l'écosystème de mangrove peuvent se produire à des échelles temporelles très variées (Alongi, 2008). En effet, la germination des propagules peut être affectée en quelques secondes par la prédation d'herbivores (Patterson et al., 1997 ; Langston et al., 2017 ; Peterson et Bell, 2018), la croissance des arbres s'effectue en plusieurs années tandis qu'un changement de zonation en plusieurs décennies (Chen et Twilley, 1998). Dès lors, il est nécessaire de comprendre l'imbrication de la temporalité de ces différents processus pour appréhender la réaction de l'écosystème aux changements environnementaux. De plus, ces derniers sont omniprésents dans la zone intertidale (Alongi, 2008). Par conséquent, définir et hiérarchiser ces perturbations est primordial pour évaluer la réponse de la mangrove à ces fluctuations et caractériser sa capacité de résilience.

Une perturbation peut être définie selon Pickett et White (1985) comme un changement dans le temps pouvant éliminer des organismes vivants, modifier le stock de ressources ou transformer l'environnement biophysique. Dans le cas de la mangrove, une perturbation peut désigner la diminution brutale de la biomasse ou encore l'érosion d'un banc de vase conduisant à la disparition du substrat des palétuviers (Proisy et al., 2009). Dès lors, plusieurs attributs peuvent être mobilisés pour caractériser une perturbation (fig. 1.14) comme la durée, l'intensité et la magnitude (White et Jentsch, 2001).

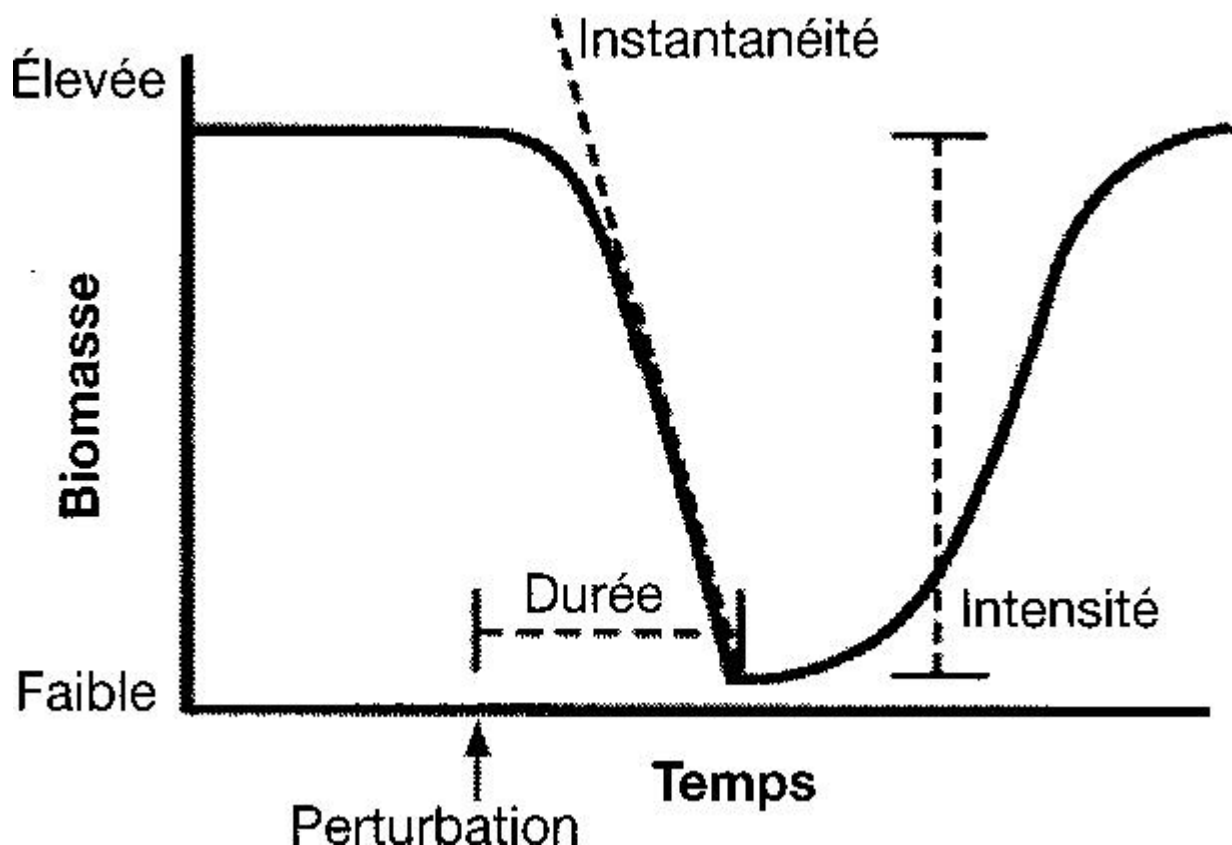


Figure 1.14. Attributs permettant de caractériser une perturbation (White et Jentsch, 2001) in Gunnell (2009)

Le rétablissement des forêts de mangrove dépend donc, en partie, de ces attributs. Par ailleurs, l'emprise spatiale de la perturbation modifie le temps de récupération de l'écosystème (Turner et al. 1993). Par exemple, une perturbation engendrée par une coupe de tiges sur un peuplement ouvre une clairière et induit une nouvelle dynamique de compétition entre espèces localement. Une perturbation de grande amplitude induira des conséquences sur la réussite de dispersion des individus. Par ailleurs, une fréquence de perturbation élevée minimisera la probabilité des jeunes individus à se reproduire. Dans l'optique de l'évaluation de la résilience, la distribution spatio-temporelle et l'intensité des perturbations déterminent les seuils de persistance des espèces et leur capacité à se réorganiser (Jentsch et White, 2019). La dynamique de population des espèces peut alors permettre d'appréhender le rétablissement post-perturbation et caractériser la résilience de l'écosystème.

Dès lors, plusieurs niveaux hiérarchiques d'analyse se dégagent. Tout d'abord, à l'échelle micro, les processus de reproduction des espèces permettent de comprendre la dynamique

de colonisation d'un milieu et la vulnérabilité aux extinctions (Yang et al., 2008). Dès lors, l'échelle des parcelles décamétriques peut être requise pour une observation de ces processus.

Ensuite, à une échelle plus macroscopique, la structure spatiale de la biomasse est héritée des processus de reproduction et des dynamiques de croissances des individus. Elle induit, en retour, la capacité de la mangrove à se disséminer sur les vasières. Par conséquent, l'échelle de la zonation de la mangrove doit être appréhendée. Le paysage peut constituer une unité pertinente et permettre d'appréhender l'émergence des processus géomorphologiques qui structurent également les forêts de mangroves (Thom 1967, 1982). L'échelle du paysage permet également de rendre compte des processus de croissance des individus associés à la dynamique des populations d'espèces. Dans de nombreux de cas, la distribution des espèces n'est pas aussi stricte que les modèles de zonations le suggèrent. En effet, ces derniers sont souvent basés sur la corrélation entre les facteurs environnementaux et l'organisation des espèces le long de ces gradients (Ellison et al., 2000). Néanmoins, Pimple et al (2022), ont montré par exemple que le gradient d'inondation pouvait davantage impacter les conditions de croissance que la présence des espèces. Dès lors, l'analyse du paysage ne permet pas d'identifier les facteurs de répartition, mais, par une approche holistique, permet d'évaluer le résultat émergent des interactions biotiques et abiotiques des niveaux d'organisations inférieurs dans l'écosystème. Cette échelle d'analyse devient donc complémentaire de celles des études stationnelles.

Enfin, à l'échelle régionale, les gradients climatiques permettent d'appréhender les limites d'aire de répartition (Osland et al., 2017 ; Cavanaugh et al., 2018) et la capacité des espèces à migrer. La mangrove septentrionale du Sénégal se situe proche de la marge d'aire de répartition septentrionale des mangroves du continent. Bien que les mangroves du banc d'Arguin se situent plus nord, les conditions hydrologiques du Saloum et, dans une moindre mesure, la Casamance au Sénégal comportent des caractéristiques communes aux mangroves en limite d'aire en réaction à des taux de salinités très élevées (Marius, 1985 ; Diop, 1990). Dès lors, le Sénégal, par la comparaison de ces deux sites, offre un cas d'étude dont l'échelle spatiale d'analyse permet d'appréhender également des descripteurs environnementaux participant à l'extension ou la rétractation des zones à mangrove dans le monde.

Les différents niveaux d'analyse mentionnés présentent des changements qui ont des temporalités distinctes. Appréhender la résilience nécessite de comprendre la réaction dans le temps de ces différents éléments aux changements. Le changement se caractérise par une transition d'un état initial vers un état ultérieur. Néanmoins, le choix d'un état de référence est délicat compte tenu des trajectoires que peuvent prendre les écosystèmes face aux fluctuations ou aux événements extrêmes induits par l'environnement. La région sahélo-soudanienne a connu des changements importants dans ces régimes pluviométriques au cours du dernier siècle (Nicholson, 2013) avec des périodes humides et sèches (Descroix et al., 2015). La mangrove a réagi à ces fluctuations et il semble opportun de caractériser sa résilience face à ces changements environnementaux. Enfin, les observations actuelles sont finalement un état de référence qui permet de limiter les incertitudes. Par conséquent, la démarche proposée est rétrospective. Il s'agira, à partir d'une description du présent, d'identifier les réactions aux changements environnementaux qui ont conduit l'écosystème à l'état actuel observé. Dès lors, l'objectif de cette thèse n'est pas d'identifier les différents états et transitions de la mangrove sur des pas de temps centennaux (faute de données), mais de caractériser les formes d'adaptations et de réactions des différents niveaux hiérarchiques de l'écosystème face aux changements environnementaux qui ont pu être documentés et observés depuis la mise en place d'instruments de mesures (stations météorologiques, salinomètres et, surtout, satellites d'observation de la terre).

Sous-section 1.3.3. Mesurer la résilience ?

La résilience est devenue un concept transdisciplinaire (Adger, 2000 ; Ostrom, 2009 ; Hoque et al., 2017), mais qui reste difficile à mesurer (Carpenter et al 2001 ; Dauphiné et Provitolo, 2007; Kéfi et al 2019; Pimm et al 2019; Capdevila et al 2021; Dakos et Kéfi, 2022). La multiplicité des définitions a sans doute contribué à la complexité d'opérer une transition entre la théorie et l'opérationnalité du concept (Dakos et Kéfi, 2022). De plus, cette notion tente d'envisager la réaction d'un système dans sa complexité. Dès lors, comme le souligne Carpenter et al (2001), la résilience ne peut être capturée par un chiffre ou un indicateur seul. Plusieurs mesures doivent être utilisées pour rendre compte de la complexité des réponses d'un système caractérisant sa résilience (Grafton et al., 2019). Bien que polysémique, le concept de résilience a fait l'objet d'importants développements en écologie notamment

depuis les travaux d'Holling (1973). Dès lors, les mesures de résilience dans cette thèse s'inscriront dans le cadre des paradigmes de la résilience locale (Pimm, 1984) et de la résilience non locale (Holling, 1973). Comme mentionné précédemment, la première formalisation s'attache à comprendre la capacité et la vitesse d'un écosystème à retrouver son état d'origine après une petite perturbation (Pimm, 1984), appelée également « ingénierie de la résilience » (Holling, 1996) ou « résilience technique ». La seconde cherche à connaître l'ampleur de la perturbation qui peut être absorbée avant que le système ne change d'état, de structure et de fonctionnement (Holling, 1973). Elle est définie comme la « résilience écologique ». Dès lors, l'étude de la résilience écologique suppose qu'il existe différents états de stabilités relatives qui peuvent être schématisés par un paysage de stabilité (Beisner et al., 2003) où les vallées symbolisent les différents états stables alternatifs tandis que les sommets reflètent les instabilités (fig. 1.15).

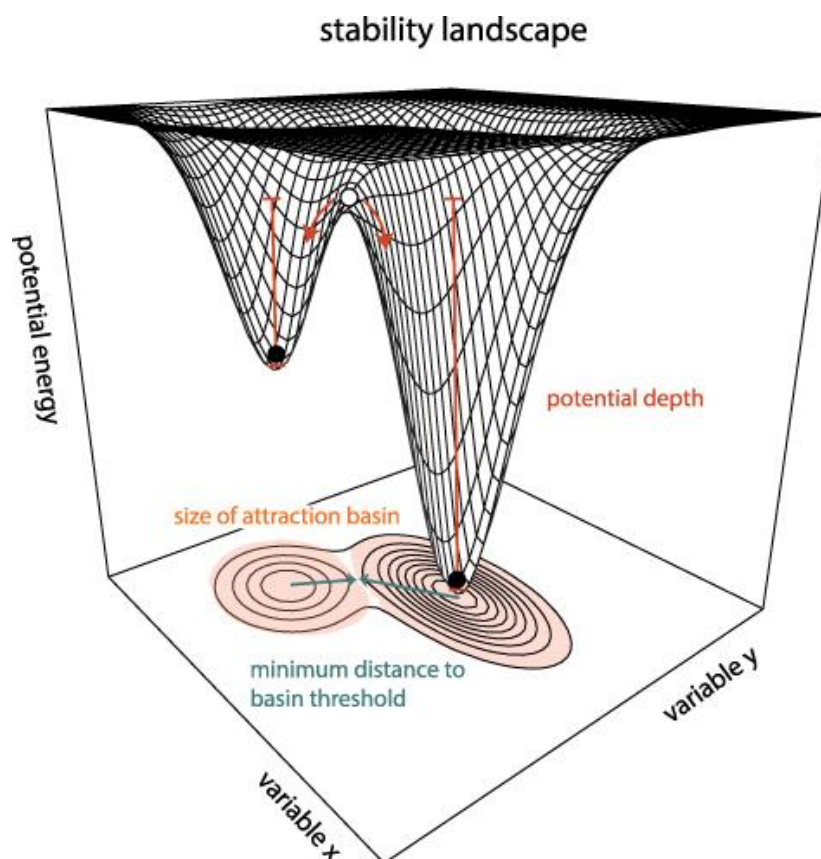


Figure 1.15. Paysage hypothétique de stabilité dans un système bidimensionnel, caractérisé par des vallées et des sommets.

Les billes noires se localisent au creux des vallées et symbolisent des états stables (en cas de perturbation, la bille « gravitera » vers le fond de la vallée). En contraste, les billes blanches se positionnent au sommet des collines et représentent des états instables (si elles sont perturbées, elles s'éloigneront de leur position au sommet de la colline). Plus le bassin d'attraction est profond, plus la perturbation doit être importante pour déloger le système de son état de stabilité. D'après Dakos et Kéfi (2022)

Sur le même principe, Godron (1984) propose le modèle des montagnes russes (fig. 1.16). D'après cette approche, les systèmes biologiques maintiennent des états relativement constants et stables sur une période prolongée (A, B, C, D), séparés par des moments de crise (L, M, N).

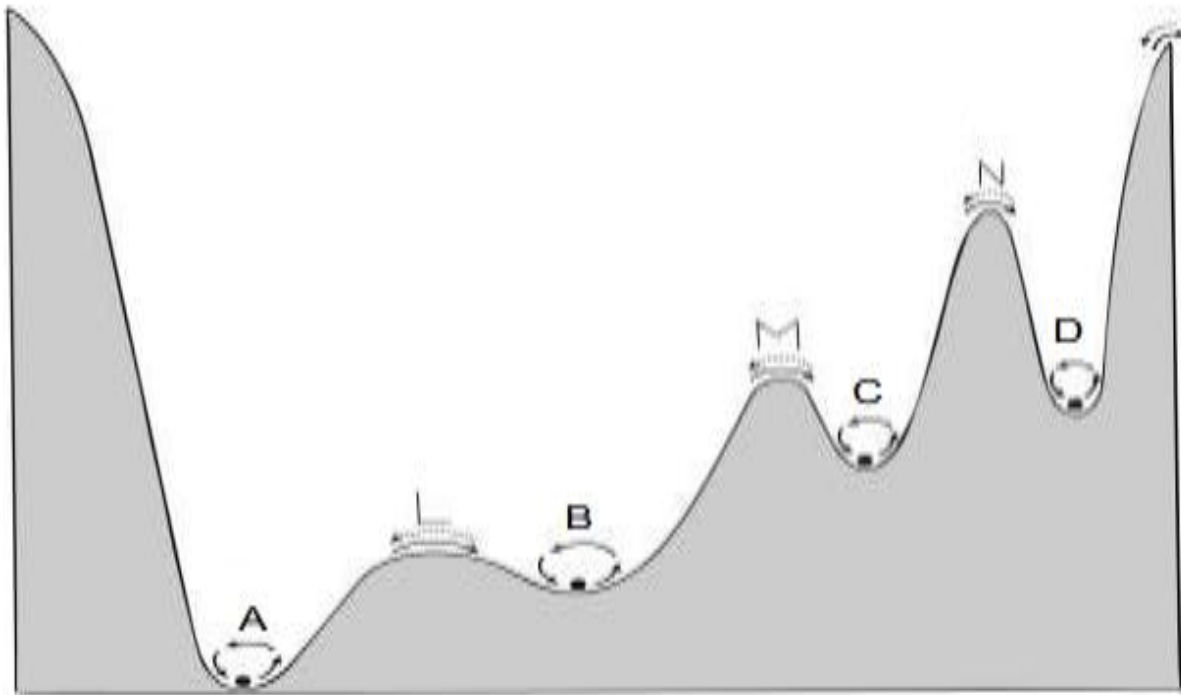


Figure 1.16. Modèle des montagnes russes.

(Godron, 1984) avec les puits de stabilité (A, B, C, D) et les moments d'instabilités (L, M, N), *modifié par Andrieu (2017)*

Il convient de noter que la figure 1.16 illustre quatre états stables et des transitions entre les états stables adjacents. Selon cette conception, les étapes primitives des écosystèmes sont extrêmement instables, et de légères perturbations peuvent engendrer des transitions d'une étape à une autre. En revanche, les étapes avancées et complexes (comme les écosystèmes forestiers) atteignent une stabilité plus élevée, ce qui les rend moins sensibles aux perturbations mineures et les empêche de changer fréquemment d'étape.

La mesure de la résilience peut donc s'attacher à quantifier la probabilité que les « billes » passent d'une « vallée » à une autre. Chaque vallée peut également être identifiée comme un état ou un « bassin d'attraction ». Dès lors, plusieurs paramètres peuvent être quantifiés pour appréhender la trajectoire des différents états du système vers leur bassin d'attraction.

La « latitude » (L), la « résistance » (R) et la « précarité » (Pr) sont identifiées par Walker et al (2004) comme les trois aspects cruciaux pour évaluer la résilience écologique :

- La Latitude (L) est une expression de la marge de modification possible du système avant qu'il ne devienne incapable de se rétablir. En substance, elle équivaut à la mesure de la plage de changement permise tout en conservant la capacité de récupération, ce qui peut être comparé à la largeur du bassin d'attraction. On peut l'associer à la notion de métastabilité.
- La Résistance (R) concerne la complexité associée à la modification d'un système, en relation avec la forme du bassin d'attraction. En effet, lorsque les bassins d'attraction sont profonds, cela signifie que des forces ou des perturbations significativement plus fortes sont requises pour altérer l'état actuel du système depuis son attracteur. La résistance peut être également définie, selon Pimm (1984) comme le degré de changement subi par une variable à la suite d'une perturbation ; les systèmes résistants étant ceux qui présentent une moindre variabilité en réaction à une perturbation donnée. En somme, la résistance d'un système se manifeste par sa capacité à limiter les changements induits par une perturbation.
- La Précarité (Pr) identifie la trajectoire actuelle empruntée par le système et de sa proximité vis-à-vis d'une limite ou d'un seuil au-delà duquel le rétablissement devient compliqué voire impossible. La précarité peut être également appréhendée comme la perturbation minimale requise pour déplacer le système, qui se trouve sur l'attracteur associé à un état stable, hors de la zone d'attraction de son bassin de stabilité (Mitra et al., 2015).

De plus, des modélisations de la résilience écologique ont été envisagées dans la dimension multiscalaire (fig. 1.17) des systèmes socio-écologiques. En effet, la panarchie (Pa) permet d'appréhender quelle manière les trois attributs (L, R et Pr) sont influencés par les états et les dynamiques des niveaux supérieurs et inférieurs de l'échelle d'observation (Walker et al., 2004).

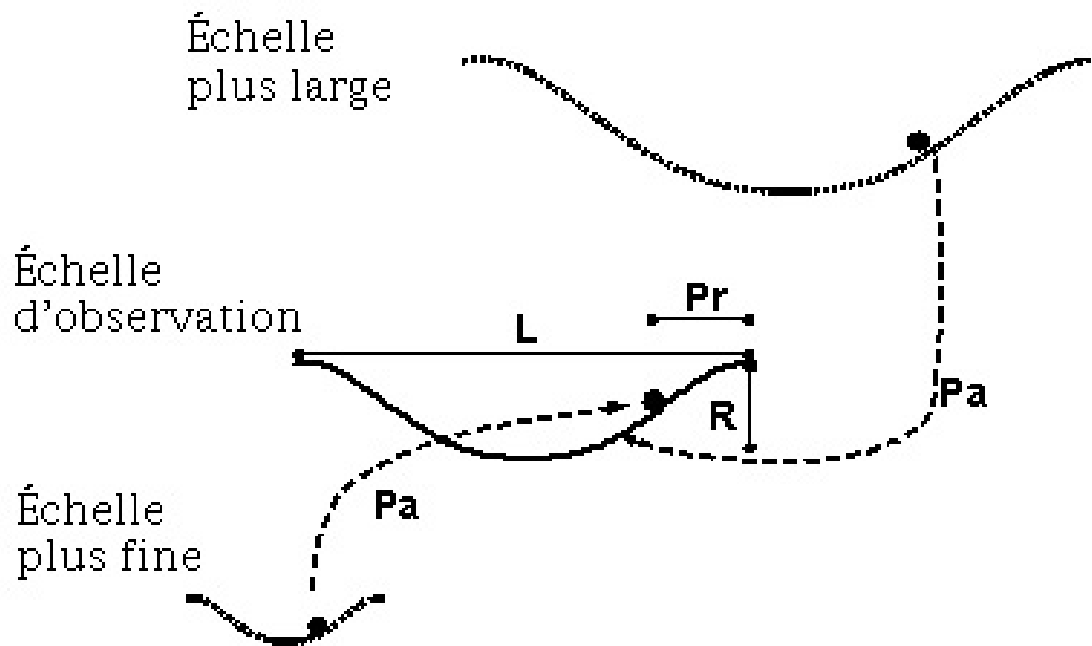


Figure 1.177. Les quatre attributs de la résilience à leur relation à différentes échelles. Panarchie (Pa) : l'influence des états du système et de leur position au sein du cycle adaptatif, aux échelles supérieures et inférieures de l'échelle d'observation, affectant les trois autres caractéristiques (L, Pr, R). Il existe une interaction entre les échelles, les niveaux inférieurs font émerger un paysage de stabilité à une échelle plus large et les échelles globales exercent un contrôle sur la dynamique des niveaux inférieurs d'après Walker et al (2004).

Cette formalisation d'indicateurs de mesure n'a pour autant pas toujours permis de quantifier la résilience écologique. En effet, dans leur revue de la littérature scientifique, Kéfi et al (2019) mentionnent que l'occurrence des mesures de la résilience technique a été bien plus importante que l'emploi de mesures visant à quantifier la résilience écologique. La résilience technique est plus facile à mesurer dans le sens où elle nécessite des informations sur l'état d'équilibre actuel tandis que la résilience écologique requiert une connaissance des propriétés du paysage de stabilité. Or, comme le soulignent Dakos et Kéfi (2022), cette information est rarement connue. Néanmoins, les séries temporelles de données permettent de reconstruire un paysage de stabilité probabiliste. Dans ce sens, la télédétection s'avère être un outil puissant. En effet, la fréquence de revisite et la profondeur temporelle des acquisitions d'images permettent, par exemple, de décrire le couvert végétal et ses fluctuations dans le temps. Dès lors, la reconstruction de la série temporelle de l'indicateur capturé par télédétection peut alors être envisagée comme une proxy des états stables alternatifs du paysage de stabilité. Il s'agit alors de calculer la probabilité de multimodalité des états de l'indicateur mesuré ; en somme de vérifier l'hypothèse d'états alternatifs. La

détection des changements de régimes s'avère donc une méthode permettant d'appréhender cet objectif (Andersen et al., 2009; Bestelmeyer et al. 2011; Ratajczak et al. 2018; Dakos et Kéfi, 2022). Par conséquent, le suivi des changements des facteurs environnementaux et les réponses biologiques des écosystèmes constituent une étape importante à l'identification de transitions d'états (Bestelmeyer et al. 2011). Connaître ces changements d'états, les forces motrices de ces changements ainsi que les relations qu'entretiennent les fluctuations des facteurs environnementaux et la réponse biologique des écosystèmes est un enjeu scientifique majeur pour gérer durablement les systèmes socio-écologiques.

Section 1.4. Positionnement et méthodologie

Ce premier chapitre avait pour objectif de présenter les enjeux autour de la mangrove sénégalaise et de rappeler le positionnement scientifique autour du concept de résilience. Il s'agissait dans cette section d'énoncer les objectifs de cette thèse et de présenter la méthodologie générale permettant de répondre aux enjeux évoqués précédemment. Tout d'abord, il s'avère que la mangrove du Sénégal combine des objectifs ambivalents à des échelles spatiales différentes. En effet, les enjeux de conservation de la biodiversité et d'atténuation du changement climatique par séquestration, tels que conçus à l'échelle globale entrent ici en opposition avec les enjeux locaux d'accès à la ressource. Dès lors, envisager la dynamique spatio-temporelle à plusieurs échelles spatiales constitue un objectif important permettant d'entrevoir la conciliation de ces enjeux dans le temps. Ensuite, il existe encore des controverses autour de la dynamique de la mangrove et en particulier des forces motrices de ces changements. Au-delà de ces clivages, il apparaît important d'explorer les lacunes de connaissances concernant la dynamique des niveaux hiérarchiques inférieurs aux surfaces de mangrove. En effet, la réponse des espèces aux changements environnementaux n'a fait l'objet que de très peu d'étude au Sénégal. Pourtant, cet écosystème de mangrove se trouve dans une position assez marginale au sein de la distribution mondiale des mangroves. Dès lors, les réactions potentiellement différentes des espèces peuvent s'avérer riches d'enseignements pour caractériser la résilience de la mangrove dans une transition climatique induisant une forte variabilité des paramètres abiotiques de la mangrove. Enfin, la mise au point d'indicateurs doit permettre d'appréhender et suivre les réponses biologiques

de la mangrove du Sénégal face aux fluctuations environnementales, de la compréhension des processus jusqu'à l'émergence de structures spatiales à échelle régionale.

Au regard des éléments évoqués dans ce chapitre, nous choisissons d'aborder la question de cette thèse à travers quatre échelles spatiales et temporelles. Celles-ci peuvent être appréhendées par le prisme de différents objets d'étude permettant notamment d'identifier les interactions entre les différents niveaux hiérarchiques de l'écosystème. Dès lors, l'analyse **des dynamiques des surfaces de mangrove** peut être réalisée par l'intermédiaire de la **télé-détection**. La mission Landsat offre une profondeur temporelle intéressante avec une disponibilité des données multispectrales depuis les années 1980. Par conséquent, la spatialisation de l'évolution des surfaces pourra être réalisée dans des contextes climatiques bien distincts (Nicholson, 2013 ; Biasuti, 2019). Néanmoins, l'évolution des superficies ne permet pas, à elle seule, de comprendre les forces motrices des changements. Dès lors, la **cartographie spatio-temporelle de la zonation de la mangrove** doit permettre d'identifier dans quelles mesures les espèces végétales et leur organisation ont changé au cours du temps. L'entité de **formations végétales** est retenue pour envisager cette cartographie par **télé-détection**. Cette unité paysagère est le résultat conjoint **des dynamiques de population** d'espèces et de leur **densité** relative au sein des estrans. La spatialisation de ces deux attributs doit permettre d'apporter une contribution à l'évaluation des facteurs de changements observés à des échelles plus macroscopiques. Enfin, nous considérons qu'une compréhension des mécanismes de **reproduction, de croissance et de mortalité** doit être envisagée pour appréhender les dynamiques démographiques et caractériser le **potentiel de changement de la mangrove**. Dès lors, l'évaluation des réponses biologiques de ces trois attributs face aux changements d'états des facteurs abiotiques constitue un objectif important de cette thèse.

Pour ce faire, la démarche adoptée repose sur la mise en synergie les relevés botaniques, la télé-détection ainsi que la modélisation statistique et spatiale. Elle consiste à (1) observer et décrire, par une approche naturaliste, la dynamique des populations d'espèces aux marges de l'aire de répartition de la mangrove, (2) identifier l'objet et l'échelle pertinente pour appréhender les interactions entre l'échelle des processus et celles des dynamiques de surfaces, (3) spatialiser la répartition des espèces dans le temps et pour analyser l'impact des changements récents sur les populations, (4) identifier la réponse des processus biologiques

face aux fluctuations environnementales pour caractériser la résilience, et (5) modéliser les effets multiscalaires ces réactions aux changements.

Organisation du manuscrit

Les prochains paragraphes contiennent un aperçu concis de la méthode générale de cette thèse. Cette thèse est constituée de sept chapitres au total qui ont, pour certains, fait l'objet de publications dans des revues internationales à comité de lecture. Dès lors, nous avons décidé d'aborder séparément les explications approfondies du chaînage méthodologique dans les chapitres. Le premier chapitre a énoncé l'état des connaissances globales sur la mangrove du Sénégal ainsi que le cadre théorique dans lequel s'inscrit ce travail. Le deuxième chapitre présente la zone d'étude et pose les hypothèses fondatrices de cette thèse à partir d'une démarche inductive. Les cinq chapitres suivants sont structurés sous forme d'articles de recherche. Chacun présente un état l'art et les objectifs auxquels ce chapitre répond, une présentation de la méthode et une analyse des résultats issus des traitements de données suivis d'une discussion. Les chapitres sont agencés de manière séquentielle, où les résultats et les conclusions de chaque chapitre influencent les objectifs abordés dans le chapitre suivant. Dès lors, les résultats acquis au cours de cette thèse sont soumis systématiquement à une discussion par chapitre. Cette structuration a été choisie pour exposer en profondeur les méthodologies mises en œuvre tout en permettant la présentation continue des résultats tout au long du document. Néanmoins, une discussion générale permettra une mise en perspective des résultats globaux de cette thèse.

Méthode générale de cette thèse

Cette thèse peut être décomposée en six étapes s'imbriquant pour former une chaîne de traitements visant à évaluer la dynamique spatio-temporelle de la mangrove du Sénégal et caractériser sa résilience. Un organigramme méthodologique est disponible en figure 1.18 permettant de synthétiser la méthodologie générale de ce travail. Dans un premier temps, **(i)** une démarche naturaliste et inductive a permis d'identifier des indicateurs de trajectoires d'états stables alternatifs. À partir de relevé botanique visant à caractériser la densité des espèces et leur dynamique de populations, des contrastes ont laissé suggérer que des fluctuations de la composition en espèces ont certainement eu lieu dans la mangrove du Delta du Saloum au nord du Sénégal. Ces observations constituant un premier échantillon de

données à l'échelle locale ont permis d'établir des hypothèses quant à l'évolution de la zonation des mangroves du Sénégal. Dès lors, **(ii)** la mise au point d'une méthode de cartographie de la zonation de la mangrove a été mise en place. **(iii)** Ensuite, le suivi dans le temps de cette zonation dans les deux principaux hydrosystèmes du Sénégal a été entrepris dans l'optique de capturer, à l'échelle régionale, les structures émergentes des dynamiques observées à l'échelle locale. L'objectif est ici d'appréhender la réponse des mangroves au sein du gradient climatique sahélo-soudanien. Par la suite, une attention particulière a été portée à l'évolution des différents niveaux de l'écosystème de mangrove. Par conséquent **(iv)** une méthode de spatialisation des densités d'espèces a été mise au point par un modèle de comptage et a couplé aux analyses de séries temporelles issues de la télédétection. Dès lors, cette méthode de cartographie spatio-temporelle a permis d'identifier la trajectoire des surfaces de mangrove, du taux de couverture et de la densité relative des espèces par quadrat. Ce chapitre a permis de tester l'hypothèse que les facteurs de changements des surfaces sont, au Sénégal, principalement régis par les fluctuations climatiques plutôt que par les impacts anthropiques. Cependant, pour identifier les forces motrices du changement, **(v)** des expérimentations et des observations ont été menées pour évaluer la réponse des processus de reproduction face à différents seuils de facteurs abiotiques. Enfin, par l'intermédiaire de relevés hydrologiques et de séries temporelles climatiques obtenues par réanalyses, un modèle spatio-temporel de la salinité des eaux a été conçu **(vi)**. Celui-ci a été réalisé dans l'objectif de mettre en place une modélisation probabiliste visant à caractériser la mise en place de population d'espèces en fonction des fluctuations des facteurs abiotiques prépondérants, en somme de caractériser la fenêtre d'opportunité (Window of Opportunity, WoO) de germination d'espèces.

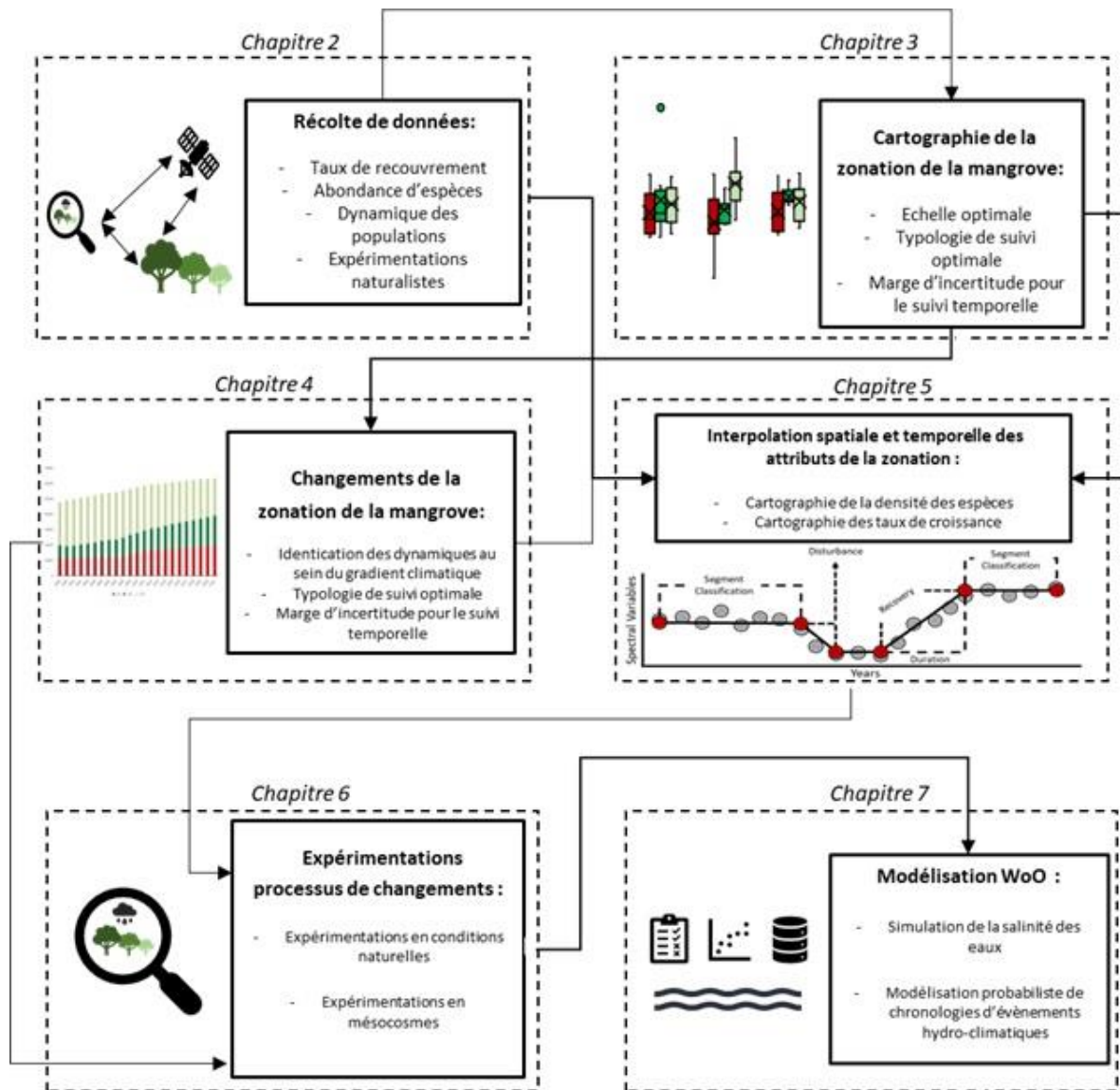


Figure1.18. Organigramme de la méthodologie générale de cette thèse

Chapitre 2 : La mangrove du Sénégal, une mangrove aux marges de son amplitude écologique ?

Section 2.1. La zone sahélo-soudanienne et les mangroves

Cette section a pour objectif de présenter les zones d'étude de cette thèse ainsi que leurs caractéristiques géographiques, climatiques, hydrologiques. Celles-ci exercent une influence sur la mangrove et la variation au cours de temps de certaines d'entre elles a été le moteur de la dynamique des espèces végétales et donc les surfaces de mangrove. La **sous-section 2.1.1** aborde et décrit les fluctuations climatiques observées dans la zone sahélo-soudanienne. La **sous-section 2.1.2** présente les caractéristiques hydrologiques des deux estuaires sénégalais où s'établissent les deux plus grandes régions de mangrove du pays. Les interactions entre les fluctuations climatiques et leurs conséquences sur ces hydrosystèmes seront également présentées. Enfin, la **sous-section 2.1.3** appréhendera les liens qui existent et qui ont été quantifiés entre les fluctuations hydroclimatiques et ses incidences sur la répartition des forêts de mangrove.

Sous-section 2.1.1. La variabilité climatique, une caractéristique du système sahélo-soudanien

L'Afrique de l'Ouest connaît un gradient pluviométrique latitudinal où l'aridité est croissante vers les plus hautes latitudes (tab. 2.1). Plusieurs paramètres convergent le long de ce gradient. Le cumul pluviométrique annuel, la durée de la saison des pluies et l'évapotranspiration structurent, ensemble, cette transition à l'échelle de l'Afrique de l'Ouest (Nicholson, 2013). Ce gradient climatique est fortement influencé par la mousson d'Afrique de l'Ouest. En effet, ce régime de circulation atmosphérique apporte la plupart des précipitations (Sultan et al., 2003 ; Couvreur et al., 2010 ; Nicholson, 2013). Ce gradient a fait l'objet de discrétisations (fig. 2.1) climatique induisant des représentations zonales des paysages végétaux (Koppen et Geiger, 1930 ; Aubreville, 1950 ; Elhaï, 1968). Cette stratification peut, selon les auteurs, suivre la dénomination suivante du nord au sud : sahélienne, soudanienne, soudano-guinéenne et guinéenne.

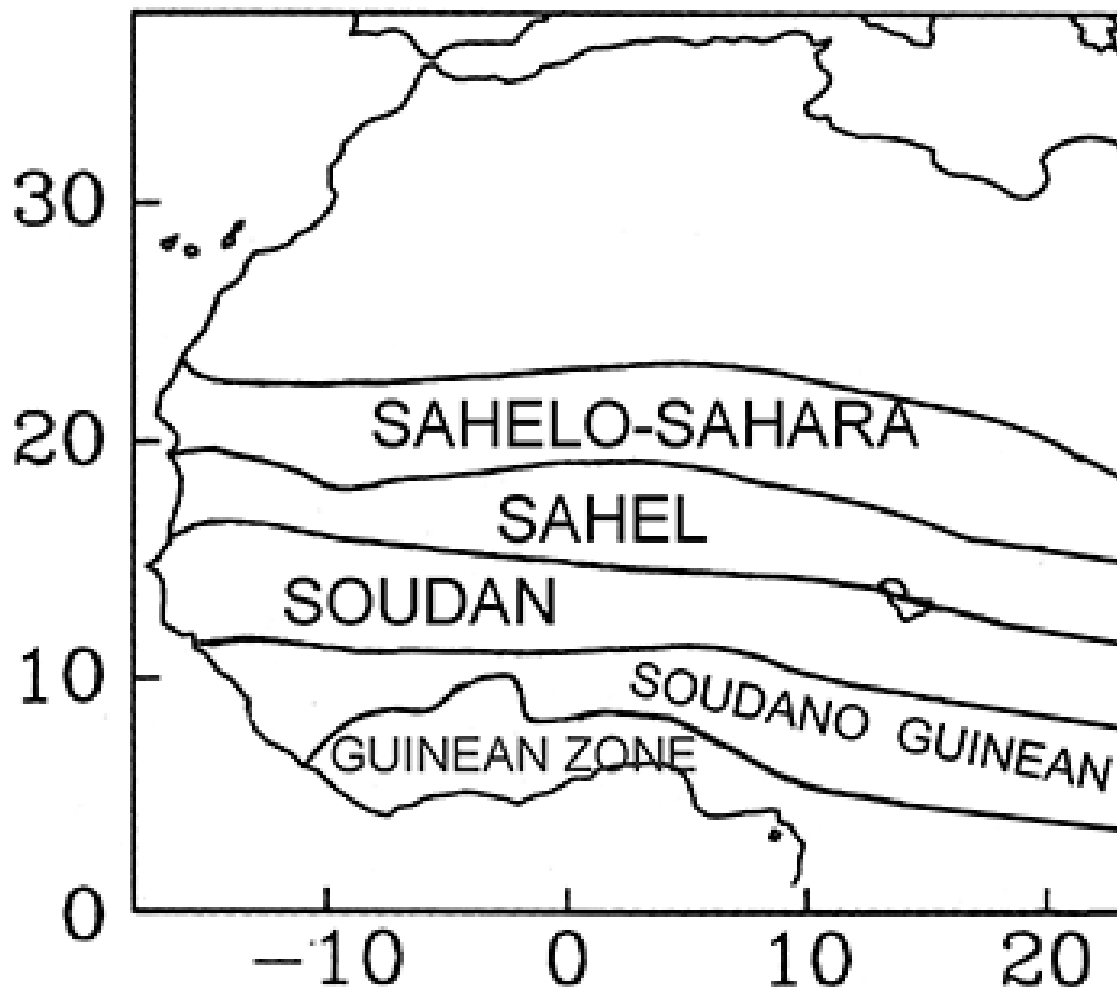


Figure 2.1. Modèle zonal du climat et la végétation en Afrique de l'Ouest. (Nicholson, 2018)

Néanmoins, cette vision discontinuiste bien que commode du climat et de la flore peut s'avérer insatisfaisante dans ce travail. Tout d'abord, la concordance de la végétation avec cette discrétisation du climat est fréquemment mise en défaut par la flore littorale (White, 1986). Ensuite, parce que la zonation de la mangrove suit des gradients abiotiques complexes locaux. Enfin, les mangroves du Sénégal sont à l'interface de deux zones climatiques. En effet, le Delta du Saloum au nord se trouve dans la transition sahélo-soudanaïenne tandis que la Casamance, au sud, bien que largement située dans la zone soudano-guinéenne possède des surfaces de mangrove dans la zone soudanaïenne selon les discrétisations (Nicholson, 1981). En outre, la variabilité interannuelle des précipitations (Paturel et al., 1996 ; Le Barbé et al., 2002 ; Sultan et al., 2003 ; Lebel et al., 2003 ; Nicholson, 2005 ; Ali et Lebel, 2009 ; Nicholson, 2013 ; Sanogo et al., 2015 ; Descoix et al., 2015) induit des limites mouvantes au

cours du temps de ces stratifications climatiques. De plus, il existe également un gradient de fluctuation annuelle pluviométrique synthétisé par les valeurs du coefficient de variation en tableau X. Compte tenu de cette complexité, ce travail se concentrera sur la réaction de la mangrove au long du gradient climatique et au sein de la variabilité temporelle du climat et des facteurs abiotiques qui en découlent.

Tableau 2.1. Propriétés climatiques approximatives de quatre régions végétales situées en Afrique de l'Ouest

Pluviométrie annuelle moyenne (mm), coefficient de variation (CV, %), durée de la saison des pluies (mois).
(Nicholson, 2018 adapté de Nicholson, 1981)

Zone de végétation	Précipitations annuelles (mm)	CV (%)	Saison (mois)
Sahélo-Sahara	50–100	50	1–2
Sahel	100–400	30–50	2–3
Soudan	400–1 000	20–20	3–5
Soudano-guinéen	1 000–1 600	15–20	5–8

L'origine de la variabilité des précipitations en Afrique de l'Ouest a fait l'objet de recherches (Sultan et al., 2003 ; Gu et Adler, 2004 ; Nicholson, 2008 ; Nicholson, 2013) notamment dans la zone sahélienne (Grist et Nicholson, 2001 ; Lebel et al., 2009). Bien qu'il existe encore de nombreux débats concernant l'influence des dynamiques atmosphériques à méso-échelle, le rôle des surfaces terrestres sur les processus de convection ou encore l'influence des oscillations de la Sea Surface Temperature (SST) sur la variabilité des précipitations (Nicholson, 2013), il existe néanmoins un consensus concernant les tendances temporelles de la pluviométrie dans la zone sahélo-soudanaise sur les dernières décennies (Losada et al., 2012 ; Nicholson, 2013 ; Sanogo et al., 2015 ; Nicholson et al., 2017). Durant la période allant de 1800 à nos jours, un changement de condition pluviométrique brutal a été observé à partir de 1968. Dès lors, une période sèche intense s'est installée pendant plusieurs années. En effet, chaque année, de 1950 à 1967, les précipitations ont atteint des niveaux proches ou supérieurs à la moyenne à long terme. Cependant, en 1968, elles ont connu une chute

abrupte et sont restées en dessous de la moyenne à long terme chaque année de 1969 à 1997 (Nicholson, 2005). Les années de sécheresses les plus intenses ont été référencées au début des années 1980. Par ailleurs, des études sur les fluctuations de précipitations des deux derniers siècles (Nicholson et al., 2012) ont montré que la zone sahélo-soudanienne a connu des alternances de phases sèches et humides (fig. 2.2). Deux périodes antérieures de sécheresse au cours du XXe siècle ont été identifiées. La première remonte aux années 1910 et la seconde aux années 1940. Les données de précipitations ont montré que les périodes sèches des années 1910 et 1940 étaient relativement légères en comparaison avec celles des années 1970 et 1980 (fig. 2.2). Au début des années 1980, les précipitations sont tombées à environ 60 % de la moyenne à long terme (Nicholson et al., 2012). En contraste, les conditions pluviométriques étaient très favorables dans les années 1950 et au début des années 1960.

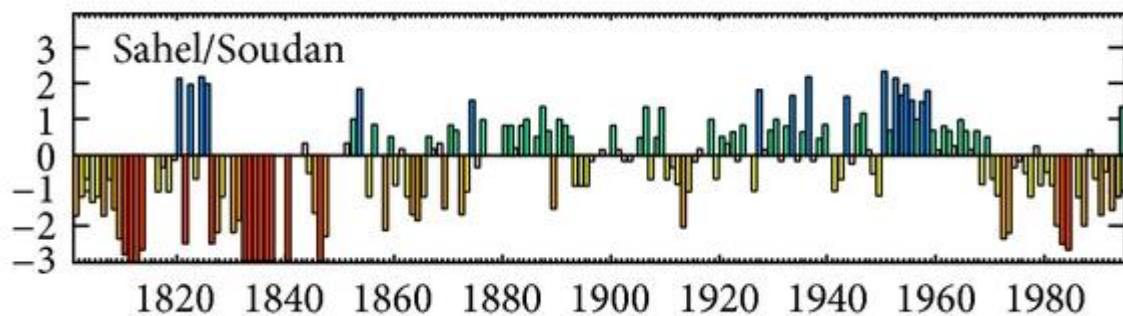


Figure 2.2. Variations des précipitations dans la région sahélo-soudanienne de l'Afrique de l'Ouest au cours des XIXe et XXe siècles :

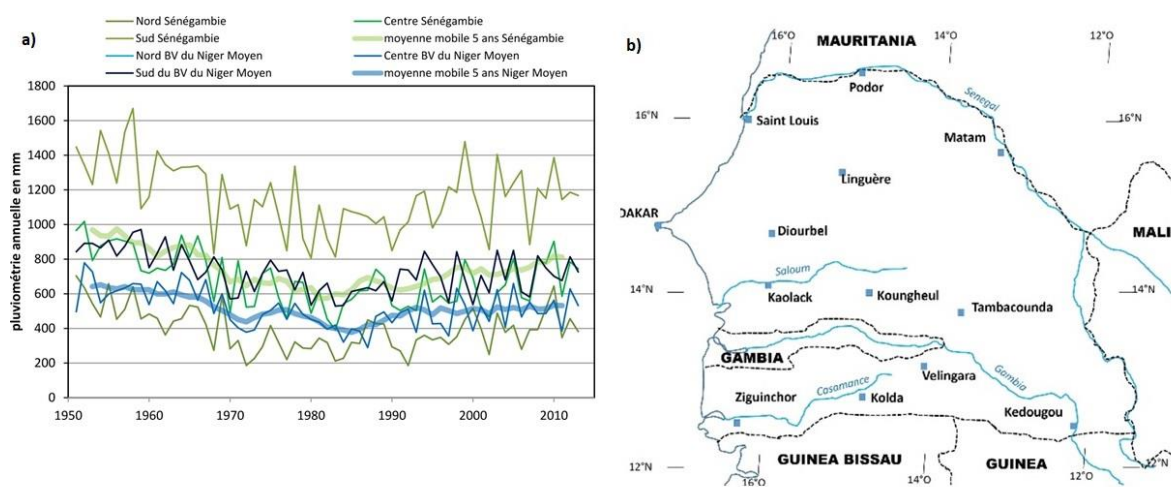
Les valeurs en ordonnée sont issues d'un index de « wetness » créé par Nicholson et al (2012). Les catégories retenues vont de -3 à +3. Ils sont dérivés des écarts types par rapport à la moyenne à long terme. Un indice d'humidité de zéro correspond à des valeurs annuelles situées dans une fourchette de $\pm 0,25$ écart-type par rapport à la moyenne. Les totaux annuels se situant entre $\pm 0,25$ et $\pm 0,75$ écart-type reçoivent des indices de -1/+1. Pour les anomalies comprises entre $\pm 0,75$ et $\pm 1,25$ écart-type, les valeurs d'indice sont de -2/+2. Les écarts les plus extrêmes par rapport à la moyenne sont classés avec des indices de -3/+3. (Nicholson et al., 2012)

Ces tendances à long terme suggèrent que la zone sahélo-soudanienne a connu des fluctuations pluviométriques importantes et des états climatiques relativement distincts. Des transitions plus ou moins marquées peuvent être observées. Cependant, le passage de la période humide des années 50-60 à la période sèche des années 70 à 90 semble être le plus

La mangrove du Sénégal, une mangrove aux marges de son amplitude écologique ?

brutal du dernier siècle. Ce changement s'avère particulièrement intéressant car, d'une part, il coïncide avec la disponibilité de données climatiques plus denses et d'autre part, il est possible d'observer la réponse des systèmes biologiques à cette transition.

Par ailleurs, il existe également un consensus sur le retour de conditions humides dans la zone sahélo-soudanienne s'approchant des normales pluviométriques sur le siècle depuis le milieu des années 1990 (Lebel et Ali, 2009 ; Mahé et Paturel, 2009 ; Nicholson, 2013 ; Panthou et al., 2014 ; Descroix et al., 2015 ; Sanogo et al., 2015). Ce changement de régime pluviométrique, plus contemporain (fig. 2.4), coïncide à présent avec la disponibilité depuis plusieurs décennies de données satellitaires.



Les valeurs de précipitations annuelles ont été moyennées sur les différents postes de mesures dans chaque bassin versant. La sous-région de la Ségambie b) comprend le bassin versant du fleuve Sénégal, Saloum, Gambie et Casamance. Dans ce travail, nous porterons une attention particulière au delta du Saloum et l'estuaire de la Casamance qui sont les hydrosystèmes principaux à mangrove.

Par conséquent, les scientifiques ont pu s'orienter vers l'étude des séries temporelles issues de la télédétection multispectrale pour appréhender la réaction de la végétation à ces changements climatiques (Mbow et al., 2015). Dès lors, les observations de l'indice de végétation (NDVI) montrent une tendance à la hausse de la couverture et de la productivité végétale de terre ferme (Olsson et al., 2005 ; SM Herrmann et al., 2005 ; Brandt et al., 2015) qui semble coïncider avec ce changement de régime pluviométrique (Hiernaux et al., 2009 ; Fensholt et Rasmussen, 2011 ; Fensholt et al., 2013 ; Dardel et al., 2014). Néanmoins, les

travaux ayant étudié si la végétation de mangrove a connu une réaction similaire à ces fluctuations climatiques récentes sont moins nombreux que ceux relatant les dynamiques en terre ferme. Diop et al (1997) ont souligné des régénérations spontanées de mangrove dans le Delta du Saloum dans les années 1995 et 1996 sans pour autant affirmer que la tendance pouvait se poursuivre. Plusieurs articles ont ensuite cartographié, par télédétection, des dynamiques de progression (Conchedda et al., 2008 et 2011 ; Andrieu, 2009 ; Diéye, 2013, Andrieu 2018 ; Fent et al, 2020). En addition à la télédétection, Andrieu et al (2020) ont validé et mieux décrit ces tendances de progressions de surface observées par télédétection à partir de relevés botaniques sur le terrain. Dans les fronts de colonisation cartographiés par imageries satellitaires entre 1999 et 2015, la régénération des mangroves s'est manifestée essentiellement par rejet de souche d'*Avicennia germinans* et par de jeunes individus pour *Rhizophora*. Enfin, Descroix et al. (2020) ont décrit dessalement des eaux des estuaires sénégalais à l'origine de la reprise de la mangrove à la suite d'un retour des pluies à après l'année 1993. Cependant, les auteurs soulignent que le temps de réponse de l'hydrosystème et la diminution de sa salinité face au changement de régime pluviométrique se sont faits avec un retard de 10 à 15 ans, notamment à cause du caractère inverse de ces estuaires (Barousseau et al., 1986). Ces observations laissent suggérer qu'il peut exister des relations hystérétiques (Bestelmeyer et al., 2011) entre les facteurs environnementaux et les mécanismes de réponses qui peuvent être observées dans la mangrove sénégalaise.

Sous-section 2.1.2. Les estuaires inverses sénégalais

Les vastes plaines côtières des régions sahéliennes et soudaniennes de l'Afrique de l'Ouest présentent une caractéristique distinctive en termes de géographie hydrologique. Les fleuves traversant ces régions sont dotés d'estuaires exceptionnellement longs en raison de leur topographie plate et de leur faible débit hydraulique. Dans cette partie de l'Afrique de l'Ouest, seuls les grands bassins fluviaux parviennent à fournir suffisamment d'eau douce pour repousser temporairement les eaux salées de l'océan hors des embouchures des fleuves. Cependant, ce n'est pas le cas des deux principaux estuaires à mangrove du Sénégal que sont le Delta du Saloum et l'estuaire de la Casamance. Cette situation se manifeste notamment en raison des conditions hydrologiques restreintes où l'apport fluvial est faible voire inexistant

en saison sèche. Par conséquent, l'eau salée marine peut pénétrer profondément à l'intérieur des terres et les marées ont un impact significatif sur les niveaux d'eau fluviale dans les terres.

Un estuaire inversé est caractérisé par des apports d'eau douce insuffisants pour compenser les pertes dues à l'évaporation (Vieillefon, 1977; Marius, 1985). Cette situation conduit à une accumulation de sel dans l'eau, où la salinité augmente à mesure que l'on s'éloigne de l'embouchure du fleuve (Pagès et Citeau, 1990). Au Sénégal, les estuaires inversés connaissent une disponibilité limitée en eau douce et sont localisés dans des zones caractérisées par une évaporation intense. Cette dynamique provoque des salinités importantes entraînant également une augmentation de la densité de l'eau. En effet, de vastes quantités d'eau de mer pénètrent sur le continent, et le débit d'eau douce est étroitement lié aux précipitations. Pendant les périodes de sécheresse sévère, comme celle qui a touché la zone sahélo-soudanienne entre la fin des années 60 et le milieu des années 90, le delta du Saloum et l'estuaire de la Casamance ont connu des salinités très importantes entraînant le déclin des surfaces de mangrove (Marius, 1985; Diop, 1990; Diop et al., 1997).

Néanmoins, même si ces deux hydrosystèmes observent un fonctionnement très similaire, ils se différencient en saison des pluies par des pluviométries distinctes apportant des eaux de ruissellement suffisantes en saison des pluies pour que le fleuve Casamance dans sa partie amont observe des salinités nettement inférieures à l'eau de mer. En somme, le delta du Saloum se distingue par un comportement totalement inverse (Descroix et al., 2020), affichant une augmentation progressive de la salinité vers l'amont. En revanche, l'estuaire de la Casamance possède un schéma de fonctionnement inverse partiel qui se traduit, dans l'axe du Fleuve par un point de salinité maximale en déplacement. Ce point se déplace de 20 à 30 km à l'extrémité amont de l'estuaire à la fin de la saison sèche, puis se déplace à une distance de 50 à 80 km à l'aval de ce point à la fin de la saison des pluies (Descroix et al., 2020) dans les chenaux au Nord et au Sud le fonctionnement est, comme le Saloum, celui d'un estuaire inverse.

Les mangroves présentes dans les climats arides et semi-arides s'avèrent être sensibles aux variations des précipitations et de la disponibilité en eau douce (Osland et al., 2018). Or, les hydrosystèmes sénégalais présentent une variabilité importante de leurs apports pluviométriques qui ont des effets directs sur les fluctuations de la salinité (Barusseau et al., 1985 ; Pagès et Citeau, 1990 ; Descroix et al., 2020). Par ailleurs, les salinités importantes dans

le Saloum et la Casamance atteignent des valeurs seuils qui empêchent l'établissement ou entraînent, certaines années, la mortalité de la mangrove dans les parties amonts (Marius, 1985 ; Diop, 1990 ; Sow et al., 1991 ; Diop et al., 1997). Au Sénégal, peu d'études ont quantifié la tolérance des espèces végétales de mangrove aux valeurs de salinités. Devaney et al. (2021) ont mesuré les seuils de tolérance au sel dans les eaux interstitielles du sol dans le Saloum de jeunes plants de *Rhizophora mangle* et d'*Avicennia germinans* lors d'opérations de restaurations. Leurs résultats montrent que des salinités maximales supérieures à 60 psu entraînent une surmortalité des peuplements de *Rhizophora mangle*. En revanche, les individus d'*Avicennia germinans* peuvent survivre à des salinités maximales atteignant 90 psu. Dès lors, certaines parties amonts des estuaires présentent des conditions impropres à l'établissement de la mangrove (fig. 2.5).

Le Saloum est protégé des vagues de l'Atlantique par une flèche sableuse, la flèche de Sangomar. Celle-ci a été rompue dans les années 1980, modifiant drastiquement l'hydrologie et la sédimentologie du Nord-Ouest du Saloum dans la décennie qui a suivi.

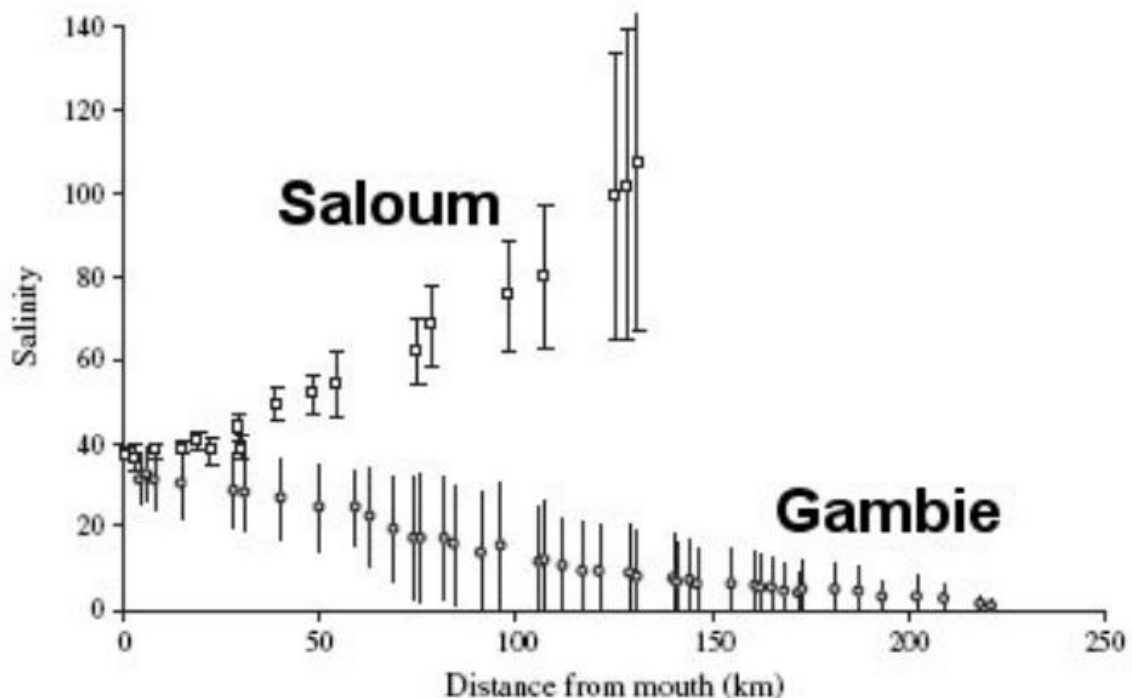


Figure 2.4. Salinité (g/L) en fonction de la distance à l'embouchure dans les hydrosystèmes du Saloum et de la Gambie. (D'après Panfili et al., 2006). Les valeurs de salinité en fonction de la distance à l'embouchure montrent le caractère inversé du Saloum tandis que la Gambie observe un fonctionnement « normal » grâce à son apport fluvial.

En Casamance, la pluviométrie annuelle dépasse régulièrement le seuil de 1000 mm par an (80 % des années entre 1951 et 2017). Le gradient de viabilité de la mangrove est essentiellement régi par une structure aval-amont. En revanche, le Saloum présente des pluviométries nettement plus basses. D'après les données WorldClim (Hijmans et al., 2005), pour la période de référence de 1970 à 2000 (donc centrée sur la période sèche), les mangroves du Saloum s'établissent dans une gamme pluviométrique allant de 560 mm au nord à 800 mm au sud. Outre, la structure spatiale amont-aval du gradient de salinité (essentiellement orienté Est-Ouest dans le Nord du Saloum), une deuxième structure, cette fois-ci Nord-Sud, exacerbe ou atténue le premier gradient. Par conséquent, le delta du Saloum offre un cas d'étude où les seuils létaux de salinités ont été franchis à plusieurs reprises en amont et au nord du delta. De plus, la variabilité climatique interannuelle de la zone sahélo-soudanienne tend à faire fluctuer les salinités conduisant à des oscillations de l'aire de viabilité à l'échelle du Delta. Dès lors, le Saloum apparaît comme une marge de la niche écologique de la mangrove ouest-africaine. Il semble alors opportun, dans ce travail, d'étudier la réaction des espèces végétales au sein de cette transition bioclimatique qui n'a cessé de fluctuer depuis les dernières décennies.

Sous-section 2.1.3. Incidences de la variabilité hydroclimatique sur les mangroves : quels objets d'études pour appréhender ces fluctuations environnementales ?

Bien que la mangrove du Delta du Saloum ne soit pas la plus septentrionale d'Afrique de l'Ouest, sa localisation au sein d'un estuaire inverse lui confère une situation à la marge de la niche écologique des palétuviers. Ces limites d'aires sont souvent expliquées par l'apparition d'un seuil de tolérance environnementale des espèces vis-à-vis d'un ou plusieurs facteurs écologiques. Elles peuvent jouer un rôle important dans la compréhension des réactions de celles-ci aux modifications des conditions environnementales et climatiques (Guisan et al., 2017 ; Osland et al., 2018 ; Cavanaugh et al., 2019 ; Ximenes et al., 2021). Ainsi le Saloum est en marge de niche sur la moitié haute des estrans qui sont généralement situés à une distance lointaine de l'embouchure (plusieurs dizaines de kilomètres). Ces zones sont couramment identifiées comme des régions de transition et sont parfois caractérisées par une visibilité accrue des processus de colonisation ou de mortalité. La diminution de

l'abondance d'une espèce depuis l'optimum écologique jusqu'aux limites de tolérance peut être graduelle ou abrupte si les descripteurs environnementaux sont limitants (Kent et al., 1997 ; Schurr et al., 2012). Ces effets seuils ont été observés dans le delta du Saloum, sur les individus de *Rhizophora mangle* et d'*Avicennia germinans* par Devaney et al (2021) pour la salinité et expliquent l'interruption de processus physiologiques lorsque certaines valeurs critiques sont dépassées le long d'un descripteur environnemental. Inversement, des lieux peuvent (re)devenir viables et satisfaire les exigences physiologiques d'une espèce pour qu'elle puisse (re)coloniser le milieu. Dès lors, il apparaît nécessaire d'évaluer plusieurs indicateurs permettant d'appréhender la réaction (viabilité) des espèces à la fluctuation des conditions environnementales. Tout d'abord, la densité des espèces permet de tester l'hypothèse du « centre abondant » qui postule que l'abondance d'une espèce est d'autant plus importante que le milieu est viable favorisant ainsi la germination et la survie des individus. Ensuite, les processus de reproduction doivent être appréhendés, car l'incapacité de certaines espèces à se disperser peut conduire parfois à l'absence d'une espèce alors que les conditions sont viables (Schurr et al., 2012). En outre, l'évolution de la répartition des espèces végétales constitue un processus dynamique qui est influencé par diverses phases biologiques et démographiques spécifiques à chaque espèce (Guisan et Thuiller, 2005 ; Thuiller et al., 2008) pouvant apporter des réponses contrastées pour des espèces occupant la même niche. Enfin, les changements observés dans la répartition des espèces sont le résultat cumulé de la capacité des espèces à coloniser le milieu, à y persister, ou à s'éteindre (Thuiller et al., 2008 ; Schurr et al., 2012). Dans cette optique, la dynamique de population peut être un indicateur des changements de répartition passés, mais peut également permettre d'appréhender le potentiel de changement futur. En somme, nous pouvons énumérer trois indicateurs permettant de mesurer la réaction des espèces aux changements :

- (i) **La densité des espèces** le long des gradients environnementaux permet d'obtenir des informations sur l'organisation et les seuils de tolérance de celles-ci.
- (ii) **Des pyramides des âges** permettent de saisir les vagues de colonisations ou de mortalité et identifier une dépendance ou non aux fluctuations environnementales.
- (iii) **Quantifier le succès ou l'échec de germination** par une observation et des expérimentations des processus d'ensemencement des espèces de mangrove.

Il nous semble important, dans ce travail, d'évaluer ces indicateurs simultanément car ces derniers sont en interaction. En effet, la densité des espèces est conditionnée par les capacités de dissémination et de germination en un lieu de l'espèce. La pyramide des âges induit la probabilité de trouver des individus en âge de se reproduire et donc de disséminer leurs propagules. En retour, cet indicateur peut nous permettre d'appréhender la dynamique des populations et la proportion de jeunes individus issus des succès de germination. Dès lors, une approche basée sur des observations de terrain semble la seule capable de répondre à l'objectif d'une étude conjointe de ces indicateurs. Malgré une grande disponibilité des données environnementales et satellitaires, celles-ci ne permettent pas d'évaluer les conditions précises de l'établissement des propagules. En effet, si à partir de ces données, il est possible d'estimer la viabilité des lieux permettant la germination des propagules par l'intermédiaire de modèles de corrélatifs (Schurr et al., 2012 ; Elith et Franklin, 2013 ; Guisan et al., 2017), il demeure plus délicat de prendre en compte les vecteurs de propagation des propagules. Dès lors, il est primordial de comprendre l'interaction entre la dissémination et son vecteur de diffusion. Pour les propagules d'*Avicennia germinans*, l'eau et sa salinité possèdent un rôle prépondérant dans sa flottabilité et donc dans son transport sur les vasières adéquates (Krauss et al., 2008 ; Alleman et Hester 2011). En effet, une eau trop salée aura une densité plus importante et conduira à la flottaison infinie des propagules sans qu'elles puissent s'échouer. Or, la salinité des eaux a fluctué de manière importante (fig. 2.5) ces dernières décennies (Pagès et Citeau, 1990 ; Descroix et al., 2020) et malgré des conditions plus humides depuis les années 1990 (fig. 2.5), elle n'aurait pas retrouvé les plus faibles concentrations en sel des années 1950 (Descroix et al., 2020).

La mangrove du Sénégal, une mangrove aux marges de son amplitude écologique ?

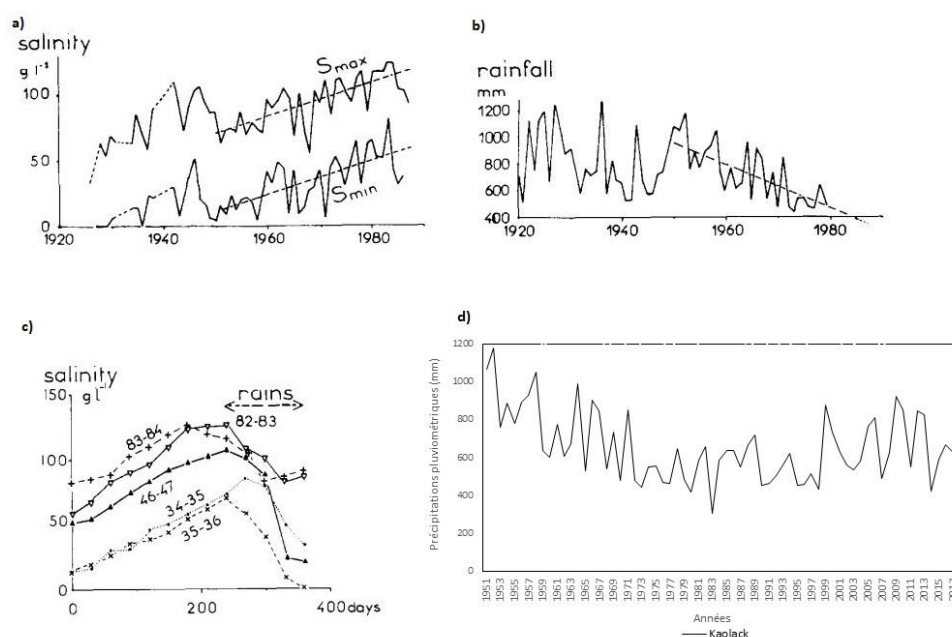


Figure 2.5. Évolution conjointe de la salinité des eaux et de la pluviométrie dans le Saloum à Kaolack

Les figures a), b) et c) sont issues de Pagès et Citeau (1990) et représentent l'évolution de la salinité à Kaolack des années 1920 aux années 1980. La figure d) représente l'évolution de la pluviométrie sur la station de Kaolack depuis 1951 issue des données de l'ANACIM.

Des contrastes ont été mis en évidence dans la contribution des espèces à la dynamique progressive des mangroves du Delta du Saloum (Andrieu et al., 2020). Les conditions environnementales actuelles (pluviométrie et salinité) semblent être propices à un changement de régime faisant basculer la mangrove de la dynamique régressive à progressive (Descroix et al., 2020). Néanmoins, les fronts de colonisations spontanées que nous avons pu étudier sur le terrain n'ont montré aucun signe de reproduction d'*Avicennia germinans* (Andrieu et al., 2020). Dès lors, à partir de ces observations préalables à cette thèse, plusieurs hypothèses peuvent être émises. Tout d'abord, une transition brutale pourrait être observée empêchant de retour à un état initial. Néanmoins, cette hypothèse peut difficilement être testée dans la mesure où nous ne connaissons pas réellement l'état de référence avant la sécheresse des années 70 à 90 qui pourrait constituer ce point critique de basculement. De plus, il convient de souligner que, tant en Gambie qu'en Casamance, on observe des populations substantielles d'*Avicennia germinans*, caractérisées par des structures d'âge équilibrées, avec de nombreuses jeunes pousses et un déclin proportionnel des effectifs avec l'âge. Ainsi, il semble que cette espèce se reproduise activement dans ces régions. Or, ces régions ont connu des transitions engendrant également la mortalité des individus et la régression de la mangrove puis une progression dans des années similaires à celles du Saloum.

Par conséquent, une seconde hypothèse pourrait suggérer que les conditions préalables à la sécheresse, favorables à la reproduction d'*Avicennia germinans*, ne se soient pas rétablies dans le Saloum. Bien que les conditions hydroclimatiques antérieurs à la sécheresse ne soient pas non plus présentes (Nicholson, 2018 ; Descroix et al., 2020) dans les régions soudanienne et guinéenne, la pluviométrie y est tout de même plus abondante que celle des années 1968 à 1994. De plus, les concentrations en sel des eaux du fleuve Gambie et de l'estuaire de la Casamance y sont plus faibles. Dès lors, ce faisceau d'informations nous incite à étudier et à croiser ces observations afin d'évaluer les raisons pour lesquelles des individus d'*Avicennia germinans* uniquement âgés de plusieurs décennies sont présents. Par ailleurs, l'absence de reproduction pourrait suggérer que la population d'*Avicennia germinans* du Saloum soit de nature relictuelle. Nous émettons donc ici l'hypothèse, que **les conditions humides des années 50 ont permis la mise en place de la population adulte actuellement visible dans le Saloum. L'absence de reproduction constatée serait alors la conséquence d'un régime pluviométrique qui, tant durant la période sèche que durant la période moyenne actuelle est défavorable à la reproduction d'*Avicennia germinans*.**

Section 2.3. La population d'*Avicennia germinans* du delta du Saloum est-elle relictuelle depuis la dernière période humide ?

Cette section a fait l'objet d'une publication dans la revue scientifique « Bois et Forêts des Tropiques » à comité de lecture. Cet article a été publié le 13-01-2021.

2.3.1. Introduction

Les mangroves connaissent, à l'échelle du globe, jusqu'aux années 2000, un rythme de déforestation supérieur à celui des forêts tropicales de terre ferme (Valiela et al., 2001 ; Wilkie et Fortuna, 2003). Selon le dernier rapport de la FAO sur les mangroves, elles sont ainsi passées de 18,8 millions d'hectares à 15,2 millions d'hectares de 1980 à 2005 (FAO, 2007). Des articles plus récents signalent néanmoins une amélioration (Bryan-Brown et al., 2020 ; Friess et al., 2020). Selon le rapport général de la FAO de 2020, la diminution des surfaces de mangrove a ralenti de moitié si l'on compare 1990-2000 et 2010-2020, de 47 000 ha par an à 21 000 ha par an.

Selon le rapport de la FAO de 2007, l'Afrique suivait cette tendance avec une perte estimée aux alentours de 500 000 ha, soit près de 14 % de la surface de 1980. Concernant le Sénégal, les chiffres seraient encore plus inquiétants avec une mangrove estimée à 160 000 ha dans les années 1980 et à 115 000 ha en 2005, soit une perte de 32 % de la surface de 1980. Ces taux de déforestation expliquent l'importance donnée à la dégradation de la mangrove sénégalaise dans les journaux et dans la littérature grise des ONG et instances nationales et internationales. Fent et al. (2019) recensent une partie importante de cette littérature grise.

La littérature scientifique qui étudie ces dynamiques des mangroves au Sénégal le fait essentiellement par la télédétection. La part d'observation de la végétation elle-même sur le terrain est très faible. Cette littérature présente une majorité d'articles convergents sur les principales tendances et quelques articles particulièrement dissonants. Sur la période des années 1980 et 1990, conformément au rapport de la FAO (2007), toutes les études convergent vers un constat de diminution des surfaces (Ackermann et al., 2007 ; Andrieu et Mering, 2009 ; Dieye et al., 2013 ; Diouf, 2019 ; Andrieu, 2018), à l'exception de Fent et al. (2019).

Sur la période 1990 à 2010, un corpus conséquent décrit une augmentation des surfaces. Une première observation d'augmentation des surfaces de mangrove a été faite et interprétée comme la conséquence de la rupture de la flèche sableuse de Sangomar (Diaw et al., 1990), laquelle a généré des bancs de vase et une diminution de la salinité dans le nord-ouest du delta du Saloum (Moreau, 2004). Andrieu et Mering (2009) et Andrieu (2008), sur des images dont la plus récente était de 1999, montraient déjà que le bilan s'était infléchi et qu'entre la fin des années 1980 et la fin des années 1990 les superficies de progression de la mangrove étaient de 1 % supérieures aux superficies de régression pour une zone d'étude incluant la Gambie et la Guinée-Bissau. Conchedda et al. (2008, 2011) ont comparé des images de 1986 et 2006 pour le fleuve Casamance et ont trouvé une augmentation de 6 % (+ 4 300 ha) des surfaces de mangrove entre ces deux dates. Dieye et al. (2013), en comparant des images de 2001 et 2010 pour le delta du Saloum, ont dressé un bilan positif avec un gain ici aussi avoisinant les 6 % de la surface de mangrove de 2001 (+ 7 500 ha). Taibi et al. (2014) font état d'une augmentation des surfaces pour le delta du fleuve Sénégal. Seuls Carney et al. (2014) décrivent une diminution des surfaces de mangrove.

Les études les plus récentes sont encore plus homogènes dans les observations de progression forte. Pour la Réserve de biosphère du Delta du Saloum, Diouf (2019) a mesuré pour 1999, 2009 et 2018 les superficies suivantes : 49 000 ha, 56 000 ha et 61 000 ha, soit une progression de 24 % (+ 12 000 ha) de la superficie de mangrove de 1999. Andrieu (2018), en comparant des images de 1999 et 2015, a trouvé, pour une zone d'étude incluant la Gambie et la Guinée-Bissau, une progression des mangroves de 3 % (48 600 ha). Andrieu et al. (2019), une fois corrigée la méthode de Carney et al. (2014) par une étape de classification emboîtée, ont mesuré, pour la même zone que ces derniers, un gain de 8 804 ha, soit 14,8 % de la surface de mangrove de 1986 (et non une diminution drastique observée par ces auteurs). Fent et al. (2019) ont mesuré, entre 1999 et 2019, pour le Saloum une augmentation de 15 % de la surface de 1999 (113 700 ha) et pour le Casamance une augmentation de 45 % de la surface de 1999 (291 600 ha). La variété des zones d'étude et des dates rend variables les taux de progression. Ces études (sauf pour Conchedda et al., 2008, 2011) sont basées sur des images LANDSAT. La résolution de ces images conditionne les résultats. Cependant, il reste évident que le consensus est en faveur d'une dynamique d'augmentation des surfaces de mangrove pour le Casamance et le Saloum depuis les années 1990. En Casamance, la mangrove a retrouvé, puis dépassé, les surfaces des plus anciennes cartes des années 1970 ; le Saloum n'a pas, à ce jour, retrouvé les surfaces des années 1970. Cet article considère la progression des mangroves depuis 30 ans comme étant établie par l'état de l'art et tente d'en expliquer le processus biologique.

Les mangroves d'estuaire sont caractérisées par des gradients amont-aval importants en termes d'hydrodynamisme et de salinité. Habituellement, les mangroves d'estuaire couvrent un gradient entre l'eau de mer à l'aval et l'eau douce à l'amont. Dans ces estuaires de climat humide ou avec d'importants apports en eau douce, la végétation de mangrove couvre tout l'estran, jusqu'au contact de la terre ferme. Sous climat sec, a fortiori avec des apports en eau douce faibles (Casamance) ou nuls (Saloum), la mangrove n'occupe pas tout l'estran. La partie haute de l'estran, inondée par chaque grande marée, mais avec de longues périodes exondées, connaît une importante évaporation de l'eau de mer provoquant la précipitation du sel dans les sols (Marius, 1985). En outre, le soufre de l'eau de mer, s'il s'oxyde (ce qui n'est pas le cas dans les milieux réduits des vasières régulièrement inondées), génère des sols très acides (Vieillefon, 1977). Ces espaces ne permettent pas le développement (ni même la

survie) des palétuviers. Les pédologues ont repris pour décrire ces milieux le terme « tan » du sérère, francisé en « tannes ». Le delta du Saloum est choisi pour cette étude car il occupe près de la moitié des mangroves du Sénégal et pour ses particularités hydrologiques. En effet, il est un « estuaire inverse », c'est-à-dire un estuaire (le Saloum est un delta, mais c'est le terme « d'estuaire inverse » qui est formellement défini) dont les salinités sont plus fortes que l'océan et augmentent de l'océan vers l'amont, contrairement aux estuaires « normaux ». La situation hydrologique du Saloum, comme bras de mer sans apport fluvial, est ancienne et son dernier fonctionnement normal date de la Période humide africaine au début de l'Holocène, il y a 10 000 ans (Castañeda et al., 2009 ; Petit-Maire, 1986). Les fluctuations plus récentes de la pluviosité de la région qui nous intéressent ici peuvent être ainsi résumées : une période humide de 1950 à 1967, une période sèche de 1968 à 1994 et une période normale par rapport à une moyenne sur le siècle de 1994 à aujourd'hui (Nicholson, 2005, 2013 ; Descroix et al., 2015). Ces fluctuations de la pluviosité modifient la salinité de l'eau libre (Descroix et al., 2020), mais aussi l'évaporation de l'eau dans les sols et la capacité de lessivage par les eaux de pluie. Durant la période sèche, la mangrove a reculé au profit des tannes (Marius, 1985 ; Bâ et al., 1999). Durant la période humide, la mangrove a ensuite progressé de nouveau sur les tannes (Andrieu, 2008 ; Andrieu et Mering, 2009 ; Andrieu, 2018). Ces dynamiques de la mangrove sont spontanées et répondent aux fluctuations des précipitations et non à des actions anthropiques. Les mangroves du Sénégal, par leurs réactions aux fluctuations de la pluviosité, ont montré leur résilience (Andrieu et al., 2020).

Il résulte des conditions hydrologiques du Saloum des dynamiques de végétation particulières liées à une espèce : *Avicennia germinans*. La problématique est ici de savoir dans quelle mesure *A. germinans* a contribué, par sa dynamique de population, aux fluctuations de la mangrove du Saloum. Plus exactement, cet article a pour objectif de répondre aux questions suivantes : la population d'*A. germinans* qui s'observe aujourd'hui dans le Saloum correspond-elle à une population relictuelle mise en place durant les années hyper-humides (1950 à 1967) ? Sachant cela, pourquoi depuis la fin des années 1960 ne se reproduit-elle plus ? Pour y répondre, nous proposons de tester l'hypothèse suivante : depuis 1968, trop salées, les eaux ne permettent plus aux propagules de s'échouer et de s'enraciner dans la vase nue du milieu de l'estran.

Cette espèce, comme de nombreux palétuviers, est cryptovivipare, c'est-à-dire que la germination et le développement de l'embryon prennent place sur l'arbre adulte (Hogarth, 1999). Les propagules se détachent de l'arbre à la maturité, c'est-à-dire au moment où elles sont en mesure de s'enraciner et de produire les premières feuilles. Elles peuvent cependant survivre jusqu'à 3 mois à condition de rester dans un milieu humide. En effet, une exposition de 24 h à l'air suffit à tuer la propagule (Dahdouh-Guebas et Koedam, 2001). Comme d'autres propagules, elles connaissent deux phases, une phase de flottaison pour la dispersion et une phase d'immersion pour l'ensemencement. Pour le genre *Avicennia*, cela passe par notamment l'ouverture des propagules. Les propagules du genre *Avicennia* restent fermées, donc flottent plus longtemps dans les eaux douces ou très salées et s'ouvrent, donc coulent dans les eaux correspondant à l'optimum écologique : une eau moins salée que l'eau de mer (Steinke, 1975 ; Rabinowitz, 1978). Cependant, Hogarth (1999) affirme que les propagules d'*A. marina* d'Amérique centrale sont les seules à ne jamais couler, qu'elles ont besoin d'échouer et c'est pourquoi l'espèce se retrouve dans la moitié haute de l'estran où la propagule déposée dans une laisse de mer a le temps de s'enraciner entre deux marées. Mais cette affirmation mérite peut-être de la nuance et un examen, qu'il n'a pas fait, sur d'autres espèces d'*Avicennia* pouvant avoir les mêmes caractéristiques.

Pour répondre à la problématique, cet article doit discuter de l'extrapolation de cette affirmation sur l'Amérique centrale aux populations d'*A. germinans* d'Afrique de l'Ouest. Il convient à ce propos de rappeler que l'excellente synthèse réalisée par Hogarth (1999) ne s'est appuyée que sur très peu d'études en Afrique de l'Ouest et que cette région n'est traitée que dans les chapitres sur la biogéographie d'échelle mondiale ou sur la faune, jamais pour la physiologie végétale des palétuviers. Alleman et Hester (2011), pour *A. germinans*, ont observé en Amérique une lente décroissance dans le temps du pourcentage de propagules d'*A. germinans* qui flottent dans l'eau de mer. Au bout de 5 jours, 90 % des propagules flottent, après 45 jours ce chiffre descend à 70 % et se stabilise. Néanmoins, ils observent que ces longues flottaisons réduisent la probabilité d'enracinement. Qu'il s'agisse d'une flottaison permanente ou de taux de flottaison très élevés et lentement décroissants, cette propriété est à prendre en compte. Après la phase de flottaison/dépôt, il est nécessaire à la propagule de s'enraciner. Ici il ne s'agit plus seulement d'une question de densité, mais aussi d'hydrodynamisme puisque la propagule peut couler à marée haute, mais être emportée par

le jusant avant de s'être enracinée (Balke et al., 2011). Or, la salinité ralentit la croissance des racines donc la capacité à s'enraciner entre deux marées hautes (Krauss et al., 2008).

2.3.2. Données et méthodes

Le delta du Saloum se situe sur la côte Atlantique du Sénégal. C'est un ensemble d'îles couvertes de mangroves séparées par des chenaux ou de grands bras de mer (fig. 2.6). Cet article opère la synthèse de deux campagnes botaniques différentes, séparées de 15 ans (2003 et 2017-18). La première ne visait pas à tester cette hypothèse. La seconde incluait cette hypothèse dans une étude plus générale (Andrieu et al., 2020). Il s'agit donc de deux jeux de données originales récoltées par deux campagnes de terrain. La première est un transect d'axe Nord-Sud de 40,45 km réalisé en 2003, qui a permis de recenser et de décrire la mangrove du delta le long de son gradient de pluviosité. Le transect a été réalisé à pied (et en pirogue pour traverser les chenaux) le long d'une ligne droite, sans épaisseur, d'axe Nord-Sud, suivie depuis le sud du delta jusqu'à la limite septentrionale de la mangrove du cours du fleuve Sine-Saloum. Une ligne tracée sur une carte a été parcourue, en s'aidant de la carte, d'impressions de compositions colorées d'images satellitaires et d'une boussole. Chaque arbre, dont au moins une branche surplombait la ligne-échantillon, a été décrit.

La mangrove du Sénégal, une mangrove aux marges de son amplitude écologique ?

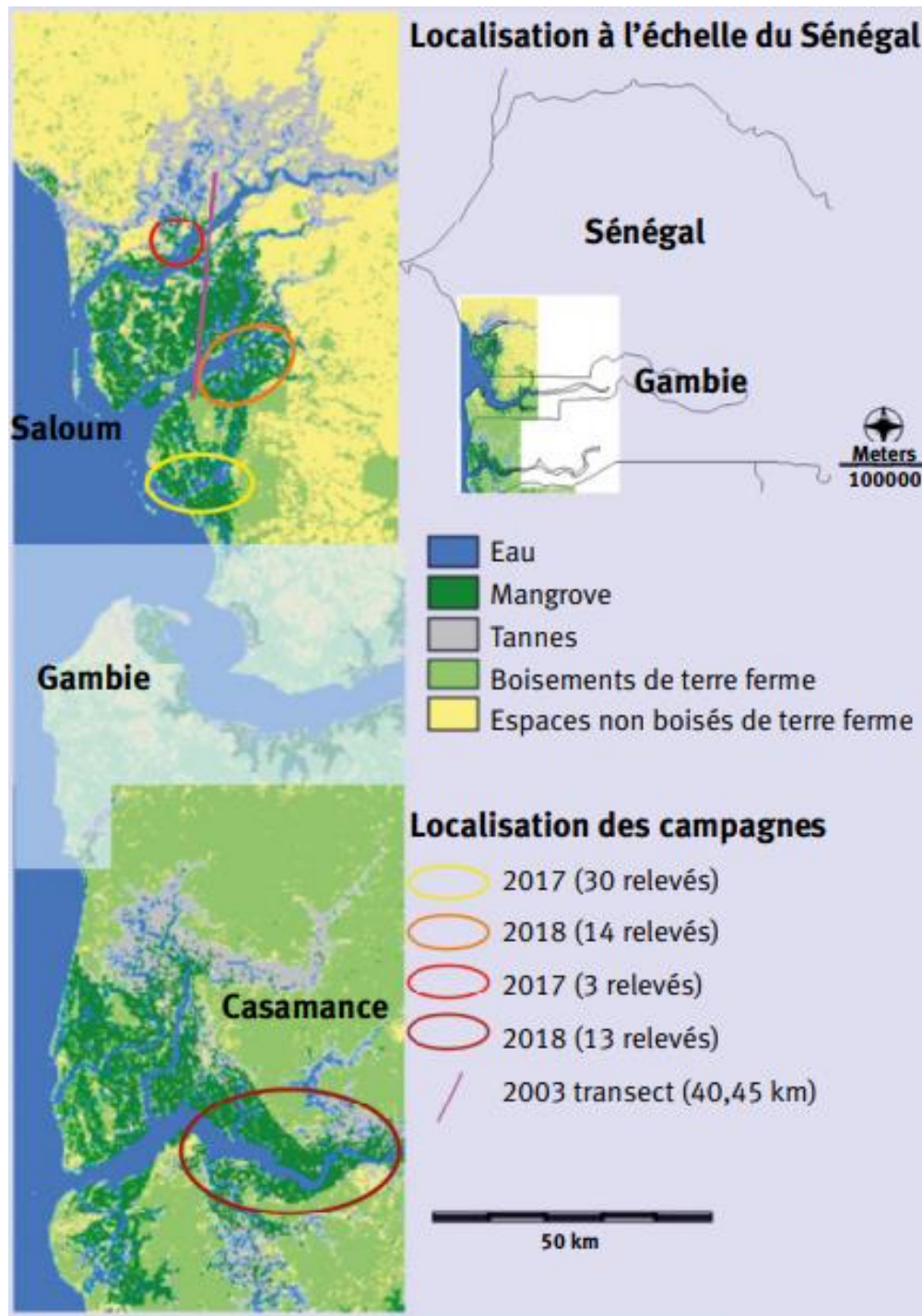


Figure 2.6. Carte de localisation Saloum et de la Casamance

L'espèce a été identifiée à l'aide de flores spécialisées, la hauteur a été mesurée avec une perche jusqu'à 4 m. Au-delà des 4 m, les hauteurs ont été estimées selon des classes de hauteur. La largeur du houppier qui surplombe la ligne-échantillon a été mesurée. L'espacement entre deux plantes (si la végétation était ouverte) ou le chevauchement de

deux plantes ont été calculés en soustrayant les début et fin de houppier sur la ligne-échantillon. Toutes les marques de dépérissement ou de coupe ont été recensées (tab. 2.2).

Tableau 2.2. Aperçu des données de la campagne 2003

	Début (m)	Fin (m)	Hauteur (m)	Largeur (m)	Espacement/ Recouvrement (m)	Autres observations
<i>Cyperus esculenta</i>	0,5	1,25		0,75	1,25	Tapis monospécifique
<i>Avicennia germinans</i>	2,5	11,5	6	9	5,5	-
<i>Rhizophora mangle</i>	17	17,25	0,5	0,25	27	-
<i>Rhizophora mangle</i>	44,25	46,5	2	2,25	1,75	-
<i>Rhizophora mangle</i>	48,25	52,25	2	4	5,25	-
<i>Avicennia germinans</i>	57,5	65	4	7,5	-75	-

La seconde campagne est une série de 47 relevés de végétation ponctuels réalisés en 2017 et 2018 dans les zones que les analyses de télédétection (Andrieu, 2018) ont cartographiées comme régénération de la mangrove entre 1999 et 2015. Elle visait à dresser un portrait botanique et physiologique de ces zones de progression de la mangrove et à comptabiliser la part de replantation par les ONG et la part de régénération spontanée (Andrieu et al., 2020). En discussion, un appel prudent a été fait à un petit nombre d'observations récoltées selon le même protocole en Gambie et en Casamance. L'échantillonnage a été construit de sorte à viser un compromis entre l'exigence scientifique et les difficultés d'accès au milieu. Sur la base d'un traitement d'image booléen (Andrieu, 2018), une cartographie a été produite pour connaître les zones de progression de la mangrove entre 1999 et 2015. Une labélisation a permis d'identifier chaque tache de progression. La surface de chacune a été calculée. Deux cents points ont été tirés au sort dans les taches d'une superficie supérieure à 1 800 m². Au sein de ces 200 points, une sélection a été réalisée manuellement pour obtenir un ensemble de points plus ou moins alignés sur l'axe Est-Ouest, du continent à l'océan. Cette ligne se situe au sud du delta, à la hauteur de Toubacouta, à la limite du Parc national. Un deuxième ensemble de points devait décrire le gradient pluviométrique Nord-Sud. Cependant, les trop grandes distances à parcourir en pirogue nous ont contraints à simplifier ce gradient en trois ensembles de points : le Sud (constitué de la ligne Est-Ouest), le Centre (Est) et le Nord. Un plus petit nombre de points a été effectué dans le Nord, proportionnellement aux faibles surfaces de mangrove. Quelques sites n'ont pas été atteints, réduisant à 47 l'échantillon. Pour chaque site, un transect de 50 m a permis de récolter les mêmes observations brutes que le

La mangrove du Sénégal, une mangrove aux marges de son amplitude écologique ?

transect de 2003 (tab. 2.3), c'est-à-dire quantifier le taux de recouvrement général et la contribution de chaque espèce à celui-ci, ainsi que la hauteur de chaque espèce, et des observations sur les coupes ou autres morphologies particulières comme les rejets de souche (fig. 2.7). L'âge des individus de *Rhizophora mangle* est estimé par comptage des verticilles de branches (Duke et al., 1992). En l'absence de publication de référence, l'âge des individus d'*A. germinans* a été estimé sur la base de la largeur du tronc. Dans le cas de rejet de souche, la largeur de la plus grande branche vivante pour placer la limite des 20 ans, une série de souches dont les cernes étaient lisibles, ont été étudiées. La taille de 5 cm a été ensuite retenue.



Figure 2.7. Transect d'observation des mangroves en régénération.

Un peuplement d'*Avicennia germinans* est visible sur cette photographie.

Tableau 2.3. Aperçu des données de la campagne 2017-2018

	Vase	AvGe-Vx	AvGe-RS	AvGe-Jn	AvGe-Mt	RhMa-Vx	RhMa-RS	RhMa-Jn	RhMa-Mt	LaRa-Jn
Longueur minimum (m)	0,5	0	0,25	0	0	0	0	0,75	0	0
Longueur moyenne (m)	1,7	0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
Longueur maximum (m)	4	0	3	0	0	0	0	0,75	0	0
Longueur totale (m)	24	0	65	0	0	0	0	1,5	0	0
% ligne (% de la ligne)	-	0	71,8	0	0	0	0	2,2	0	0
% végétaux (% de la ligne)	-	0,0	97,7	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0
% individus (% de la ligne)	-	0,0	96	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0
Nombre d'individus	-	48	42	0	0	0	0	2	0	0
Hauteur minimum (m)	0	0	0,5	0	0	0	0	1	0	0
Hauteur moyenne (m)	0	0	1,45	0	0	0	0	1	0	0
Hauteur maximum (m)	0	0	2,25	0	0	0	0	1	0	0

*AvGe : Avicennia germinans ; RhMa : Rhizophora mangle ; LaRa : Laguncularia racemosa ;
Vx : individu estimé à plus de 15 ans ; RS : rejet de souche ; Jn : individu estimé à moins de 15 ans ; Mt : mort.*

En août 2018, s'inspirant des travaux de Alleman et Hester (2011), nous avons également procédé à une expérimentation sur la flottaison des propagules d'*A. germinans* en fonction de la salinité de l'eau, sans pouvoir cependant réaliser l'expérience sur une longue période. Nous avons prélevé des propagules fraîchement tombées et les avons mises dans un seau rempli d'eau du chenal. À l'aide d'eau douce (à la même température que l'eau du chenal) et de gros sel, nous avons fait varier la salinité, mesurée à chaque étape, pour compter les propagules qui flottaient ou qui coulaient selon la salinité de l'eau.

De 2015 à 2018, un ensemble de mesures de salinité ont été réalisées dans le delta du Saloum et du Casamance à l'aide d'un réfractomètre (Descroix et al., 2020) modèle PCE© 0100. Pour les valeurs les plus faibles, la conductivité a été mesurée au conductimètre (Hanna Hi92130©) pour vérifier et affiner au besoin la teneur en sel. Lorsque la valeur dépassait 100 g/l, l'échantillon a été dilué avec un volume égal d'eau distillée et la valeur observée a été multipliée par deux. La mesure a été effectuée à partir du bord du bolong ou bras de mer. Les instruments ont été rincés à l'eau distillée après chaque mesure. Tout d'abord, seules les mesures des zones où la mangrove est présente ont été sélectionnées (des points très en amont du Casamance ont été écartés). Ensuite, les mesures réalisées en saison des pluies (ou peu après celle-ci) ont été sélectionnées pour comparer le Saloum (56 mesures sur 109) et le Casamance (107 mesures sur 221) ainsi que pour comparer les salinités à deux campagnes de la fin des années 1960 (Diouf, 2019 ; Olivry, 1987).

Les précipitations annuelles des stations météorologiques de Kaolack dans le Saloum et de Ziguinchor en Casamance ont été étudiées pour comparer les totaux pluviométriques des périodes humide (1950-1967), sèche (1968-1994) et normale (1995-2018). Dans le gradient latitudinal pluviométrique de la normale 1970-2000 entre Kaolack et Ziguinchor, les interpolations de Wordclim Database 2 ont été employées pour estimer quelles étaient les précipitations maximales du sud du delta du Saloum, du sud de la mangrove en Gambie et du nord de la mangrove en Casamance, et pour tester des hypothèses de seuils dans les précipitations.

2.3.3. Résultats

2.3.3.1. La population d'*Avicennia germinans* dans le Saloum en 2003

Sur les 40,45 km du transect, 26,3 km étaient couverts de mangroves ou de tannes (13,7 km de zones de terre ferme ou de chenaux). Une description physionomique de la mangrove du Saloum n'aurait ici aucun intérêt. Nous souhaitons extraire de ce transect une information extrêmement simple.

Sur la totalité (4 037) des palétuviers relevés, 913 individus (22,6 %) d'*A. germinans* l'ont été, tous d'âge adulte à en juger par les diamètres des troncs. Ces individus étaient de taille variable, parfois des arbustes très bas avec un port particulièrement prostré, parfois des arbres de plusieurs mètres de haut. Sur un certain nombre d'arbres adultes, notamment au nord du delta où les salinités sont plus fortes, de nombreuses marques de sénescence ont été observées et 12 arbres morts ont été notés sur 913. Cependant, parmi les 913 individus, aucun jeune n'a été observé sur le transect (contrairement aux autres espèces). De jeunes pousses et de jeunes arbustes ont bien été quelques fois observés, mais hors de l'échantillon et, à chaque fois, dans une situation particulière. Les rares endroits où ont été aperçus de jeunes *A. germinans* se situaient dans les tannes ou au contact de la terre ferme, c'est-à-dire des positions plus hautes sur l'estran que les populations adultes. Ces jeunes individus étaient systématiquement situés au milieu d'un tapis d'une herbacée hydrohalophyte : *Sesuvium portulacastrum* (fig. 2.8). Des tapis de *S. portulacastrum* sans *A. germinans* s'observent très régulièrement, jamais l'inverse. C'est donc l'herbacée qui favorise l'arbre et non l'inverse.

La mangrove du Sénégal, une mangrove aux marges de son amplitude écologique ?

Au début des années 2000, une importante population d'*A. germinans* adultes était en place ; celle-ci, sans être équiennne, était assez peu hétérogène dans les tranches d'âge, la plupart pouvant être estimées à quelques décennies. Cependant, la reproduction d'*A. germinans* n'avait plus lieu depuis plusieurs années déjà dans les zones au milieu de l'estran. Pourtant, la production de graines viables avait lieu puisque de jeunes pousses ont été observées (dans les tapis de *S. portulacastrum* en haut de l'estran). Des conditions particulières de piégeage de propagules étaient nécessaires dans les années 2000. Une relation de commensalisme permet le piégeage. Des conditions similaires, en revanche, n'étaient pas remplies au milieu de l'estran, là où *A. germinans* possède, cependant, son optimum de hauteur d'eau.



Figure2.8. Jeunes *Avicennia germinans* au milieu de taches de *Sesuvium portulacastrum*

2.3.3.2. La population d'*Avicennia germinans* dans le Saloum en 2018

La campagne de 2018 a tout d'abord confirmé que la totalité des 47 sites étudiés présentaient, conformément aux cartes issues de la télédétection (Andrieu, 2018), une mangrove en progression car composée majoritairement de jeunes palétuviers ou de rejets de souche. Un large nombre de ces sites comprenaient les signes de la régression des années

1980. Deux sites (4 %) étaient des reboisements de *Rhizophora* par les ONG, le reste était une régénération spontanée.

Sur les 47 sites, le taux de recouvrement moyen (fig. 2.9) est de 69 % (minimum 24 % ; maximum 100 %). *A. germinans* recouvre 37 % du sol, *Rhizophora mangle* 30 % et *Laguncularia racemosa* 2 %. *A. germinans* est présent dans 35 sites sur 47 (74 %) ; parfois monospécifique avec des taux allant jusqu'à 90 % de recouvrement du sol.

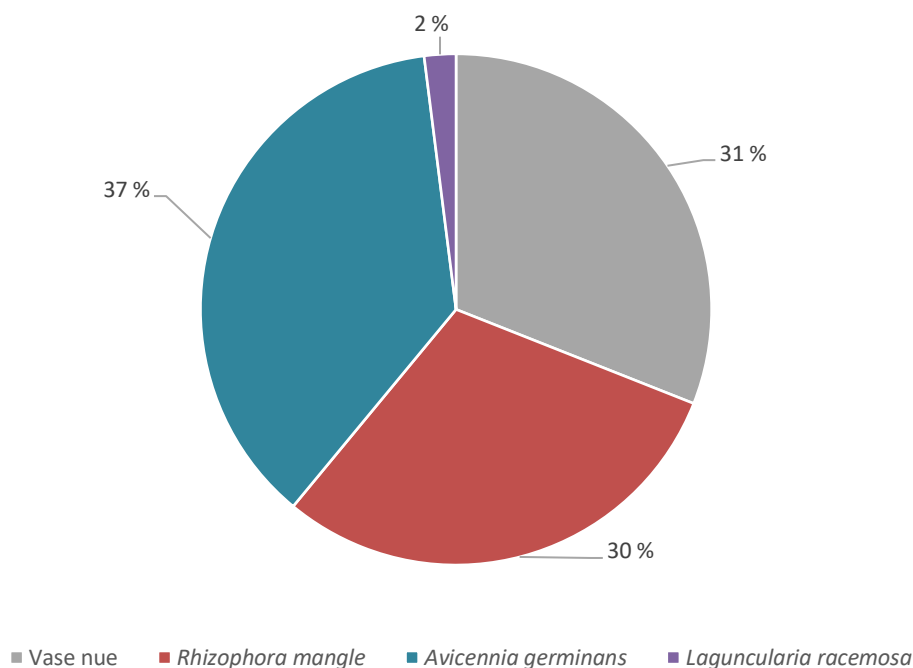


Figure 2.9. Taux de recouvrement, en 2018, des sites de progression de la mangrove entre 2001 et 2015

Cependant, les taux respectifs de 37 % et 30 % pour les deux espèces principales sont constitués de deux physionomies très différentes puisque plus de 80 % du recouvrement d'*A. germinans* est dû aux rejets de souche et plus de 80 % du recouvrement de *R. mangle* est dû à de jeunes pousses d'un âge inférieur à la carte de 1999 (fig. 2.10). Pour cette raison, si le taux de recouvrement par *A. germinans* est supérieur à celui par *Rhizophora mangle*, en revanche, le nombre d'individus est plus élevé pour la seconde espèce.

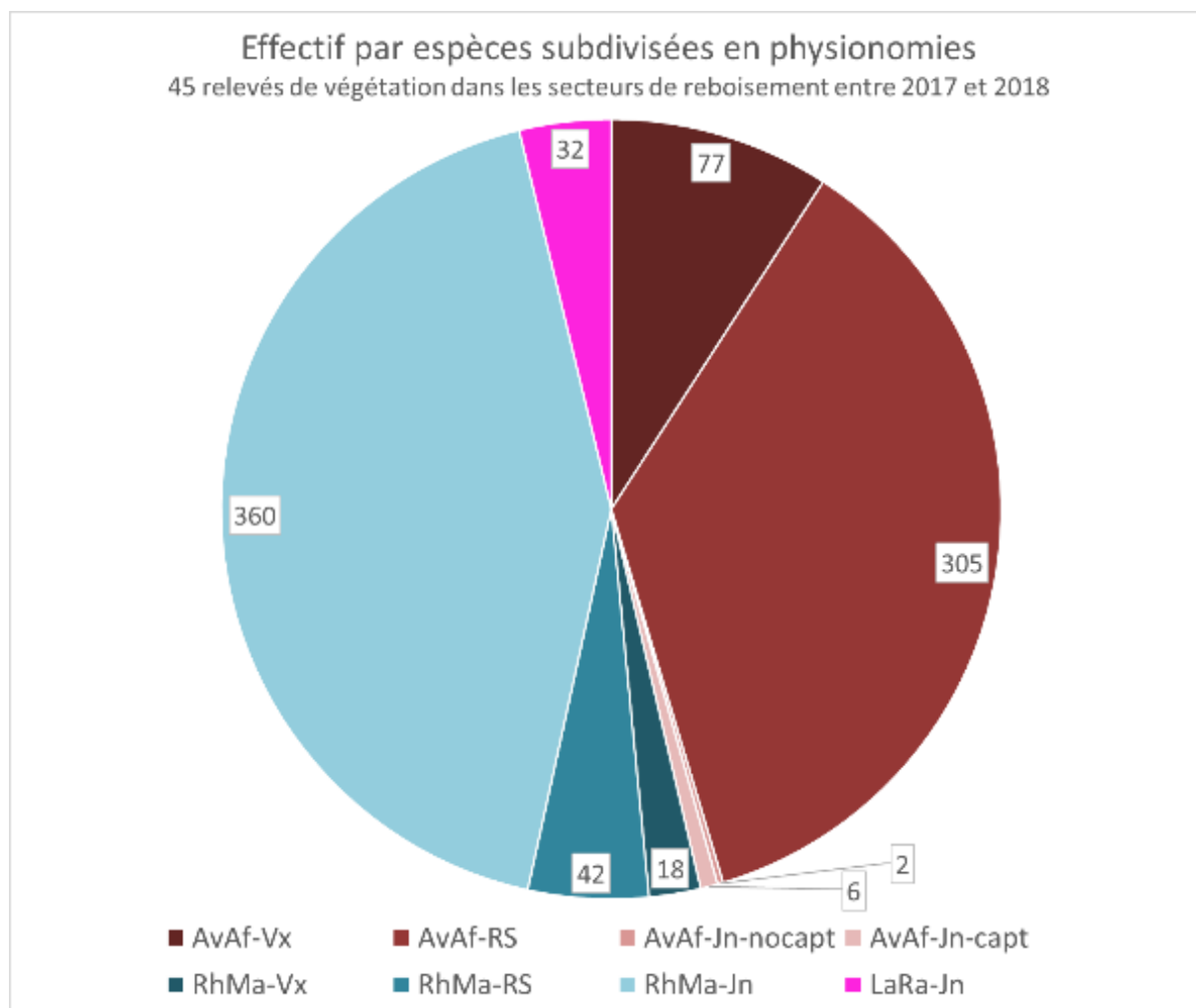


Figure 2.10. Effectifs par espèces et par type de physionomies

. AvAf : *Avicennia germinans* ; RhMa : *Rizophora mangle* ; LaRa : *Laguncularia racemosa*. Vx : individu de plus de 20 ans ; RS : rejet de souche ; Jn : Jeune individu de moins de 20 ans ; capt : Présence d'un piège pour le dépôt des propagules ; Nocapt : absence de piège pour le dépôt des propagules

Les sites étudiés pour la régénération de la mangrove comprennent en effet un assez large nombre d'arbustes ou de petits arbres d'*A. germinans* présentant une souche creuse, tortueuse avec les cicatrices de branches mortes, mais également, à partir des souches, de jeunes branches droites et vertes (fig. 2.11). Ce processus, déjà observé en 2003, mais plutôt rare à l'époque, constituait près de la moitié de la végétation de ces sites de progression en 2018. Ces rejets de souche, de par la taille des branches vertes, semblent correspondre à des âges inférieurs à 20 ans de reprise de la croissance sur les vieilles souches.

La mangrove du Sénégal, une mangrove aux marges de son amplitude écologique ?



Figure 2.11. Rejets de souche d'*Avicennia germinans*

La mangrove du Sénégal, une mangrove aux marges de son amplitude écologique ?

Concernant les jeunes pousses et jeunes arbres d'*A. germinans* dont l'âge peut être estimé à moins de 20 ans, seuls 8 individus (sur 853) ont été recensés dans 5 sites (sur 47). Ils correspondent à 0,2 % du taux de recouvrement. Six de ces 8 individus, dans 4 de ces sites, étaient associés à un tapis herbacé de *S. portulacastrum*, conformément aux observations de 2003. Seuls 2 individus de moins de 5 ans, présents sur un même site, semblent avoir suivi un processus de régénération « normal », au milieu de l'estran, dans la vase, sans un processus de piégeage de propagule (fig. 2.12).

Il est important de noter qu'en Gambie et en Casamance des populations importantes d'*A. germinans* s'observent dont les pyramides des âges sont équilibrées (nombreuses jeunes pousses et effectifs décroissants proportionnellement aux classes d'âge). Aujourd'hui, cette espèce se reproduit donc efficacement en Gambie et en Casamance et n'a probablement pas cessé de le faire, même durant la période de sécheresse de 1968 à 1994 (fig. 2.13).



Figure 2.12. Jeune pousse d'*Avicennia germinans* au milieu de l'estran



Figure 2.13. Jeune pousse d'*Avicennia germinans* au milieu de l'estran

2.3.3.3. Observations des processus d'ensemencement

Lors de marches d'approche vers les sites prévus dans l'échantillonnage dans le Saloum, nous avons tout de même pu observer des propagules ayant coulé, au pied d'un arbre produisant de nombreuses propagules, et certaines en train de se fixer dans la vase à différentes étapes de leur développement (fig. 2.14).

Le test de corrélation entre flottaison et salinité a donné une relation linéaire très nette (R^2 de 0,97) entre la salinité de l'eau et le pourcentage de propagules flottant (fig. 2.15). Il s'agit d'une probabilité de dépôt décroissante en fonction de la salinité. La valeur du taux de flottaison à la salinité de 35 ‰, valeur la plus répandue dans le Saloum, est de 10 %.

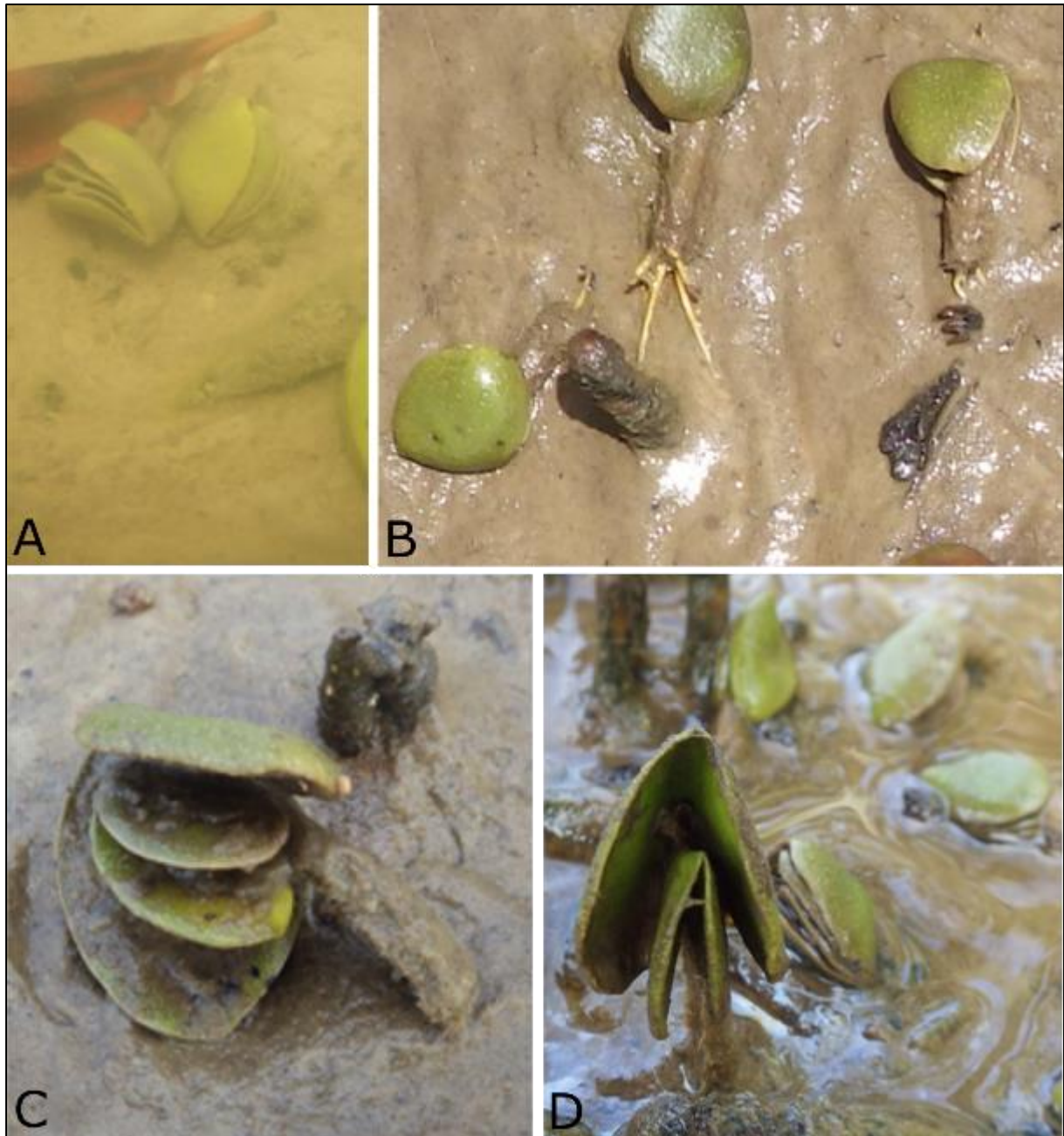


Figure 2.14. Processus de fixation d'une propagule d'*Avicennia germinans*.

(A) Propagules en train de s'ouvrir dans l'eau ; (B) le système racinaire se développe sous forme d'une base assez épaisse s'ouvrant sur des racines ; (C) les racines s'enfoncent dans la vase et la propagule commence à se redresser ; (D) la propagule prend une position verticale.

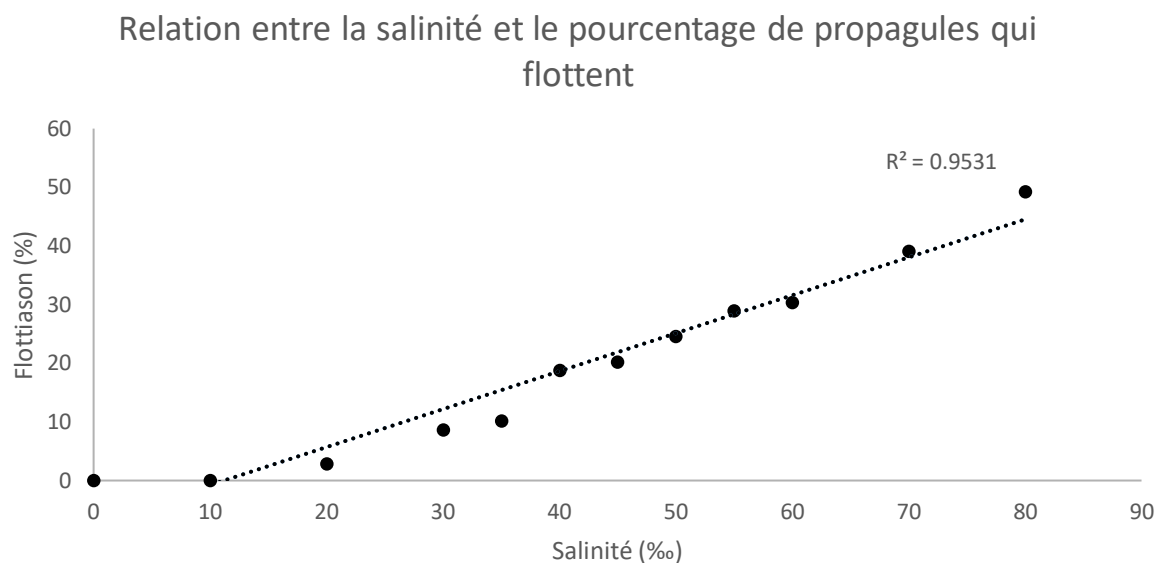


Figure 2.15. Nuage de points entre salinité et taux de flottaison de propagules d'*Avicennia germinans*

2.3.3.4. Statistiques descriptives de salinité et de précipitations

La campagne de mesures de salinité a pu permettre d'observer que dans le Saloum les salinités de saison des pluies varient de 20 ‰ à 94 ‰ avec un premier quartile à 31 ‰. En Casamance, les salinités de saison des pluies varient de 2 ‰ à 50 ‰ avec un premier quartile à 17.5 ‰. Les précipitations des deux stations présentent des séries temporelles conformes aux observations de la littérature sur les phases humides et sèches (Nicholson, 2005, 2013 ; Descroix et al., 2015). Les précipitations sont comprises entre 700 mm et 2 000 mm pour Ziguinchor et entre 300 mm et 1 150 mm pour Kaolack. La figure 2.16 présente, en pointillé, les courbes des précipitations mesurées dans les stations de Kaolack (nord-est du Saloum) et Ziguinchor (sud-est de la Casamance). Ces courbes illustrent la période humide jusqu'en 1968, la période sèche et la reprise après 1994. Selon Wordclim database2, pour la normale 1970-2000, les mangroves les plus méridionales du Saloum se développent sous une pluviosité avoisinant 800 mm, supérieure de 240 mm à celle de Kaolack (560 mm). La courbe en jaune représente donc une estimation pour le sud du Saloum. Toujours selon Wordclim database2, la mangrove la plus septentrionale de Casamance se développe sous 1 150 mm annuels dans la période de référence de cette base de données. La mangrove la plus méridionale de Gambie se développe sous 1 000 mm annuels dans la période de référence de cette base de données. Ces deux valeurs de totaux pluviométriques pourraient correspondre à des seuils de pluviosité

nécessaire à la germination d'*A. germinans* durant la période sèche. Ils sont matérialisés par deux lignes droites illustrant deux hypothèses de seuils pluviométriques au-delà desquels les précipitations permettraient la germination.

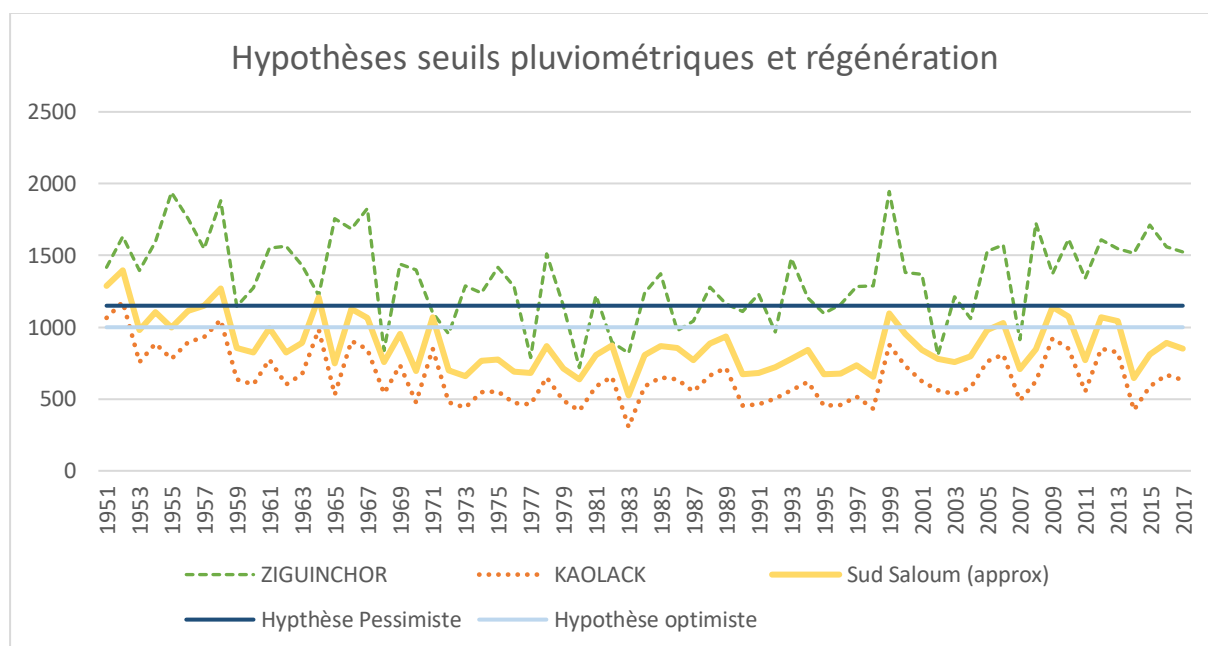


Figure 2.16. Série temporelle de précipitations de deux stations météorologiques (Ziguinchor et Kaolack) et hypothèses sur les seuils liés à la germination.

Les précipitations des deux stations sont conformes aux observations de la littérature sur les phases humides et sèches. Les précipitations sont comprises entre 700 mm et 2 000 mm pour Ziguinchor et entre 300 mm et 150 mm pour Kaolack.

2.3.4. Discussion

Dans les conditions actuelles, la reproduction d'*A. germinans* n'a quasiment pas lieu, cependant une population adulte est en place. Il s'agit d'une population relictuelle issue d'une période climatique différente. Toutefois, la population adulte ne peut pas dater de l'épisode pluvieux d'il y a 10 000 ans. Les arbres adultes y ont quelques décennies, pas plusieurs milliers d'années. Cela permet de supposer que ce sont les conditions de l'hydrosystème durant les années 1950 et 1960 qui permettaient la germination au milieu de l'estran, comme les conditions des hydrosystèmes de la Gambie et de la Casamance le permettent aujourd'hui.

Si la population ne se reproduit pas in situ au milieu de l'estran, elle produit néanmoins des graines fertiles et le piégeage par *S. portulacastrum* semble permettre la germination. Il ne s'agit, dans ces relevés, que d'un petit nombre (8) d'observations car cette configuration ne

correspond que très rarement à des taux de recouvrement détectables par télédétection (donc peu échantillonnés par cette campagne). Néanmoins, les individus d'*A. germinans* au milieu des taches de *S. portulacastrum* sont très fréquents au milieu du tanne. Ils ont été observés à de nombreuses reprises lors des marches d'approche en 2003 et 2017-18. Dans le banc d'Arguin, Dahdouh-Guebas et Koedam (2001) n'ont relevé de jeunes pousses ayant germé que dans des tapis d'herbes marines desséchées. On peut supposer qu'un même rôle de piégeage pourrait être joué aujourd'hui dans le Saloum par *S. portulacastrum*. La présence de la population adulte au milieu de l'estran incite à penser que cette condition n'était pas requise dans les années humides (1950-1960) de la même manière qu'elle ne l'est ni en Gambie, ni en Casamance. Ce sont donc bien les conditions hydrologiques qui, en contrôlant la flottaison ou l'enracinement, limitent la reproduction.

Par ailleurs, une part infinitésimale (0,06 %) de jeunes pousses enracinées hors des tapis de *S. portulacastrum* a été observée. C'est un signal faible d'une importance majeure. En effet, cela montre une différence avec l'absence complète en 2003 sur 40 km de relevés. La diminution de la salinité permettrait donc, de nouveau, aux propagules de couler et de s'enraciner, mais très rarement. La différence des précipitations et de la salinité entre les années 1990 et les années 2000 correspond ainsi à un seuil pour la reproduction.

Ces observations questionnent la capacité de la propagule à couler. Une absence totale de propagules ayant coulé aurait validé l'affirmation de Hogarth (1999) sur la flottaison. Les propagules d'*A. germinans* des périodes sèches dans le Saloum, comme celles d'*A. marina* en Amérique centrale, flotteraient à l'infini et auraient seulement la capacité de s'échouer en haut de l'estran. Les résultats de l'étude expérimentale du rapport salinité/flottaison (fig. 2.15) ont par ailleurs bien montré une relation linéaire très forte, surtout pour les salinités supérieures à 35 ‰. A priori, l'hypothèse d'une flottaison qui dépend de la salinité (Steinke, 1975 ; Rabinowitz 1978) est plus probable ici que l'hypothèse d'une flottaison infinie (Hogarth, 1999) ou quasi infinie (Alleman et Hester, 2011).

Cependant, si la relation linéaire est nette, les valeurs absolues questionnent le rôle de la flottaison : en effet, en deçà de 35 ‰, quasiment toutes les propagules coulent et 80 % de propagules coulent encore jusqu'à une salinité de 45 ‰. Un impact significatif d'une flottaison accrue sur le succès d'implantation des plantules ne devrait donc se ressentir qu'au-delà d'une salinité de 45 ‰, soit des salinités très fortes. Or ces salinités correspondent au

dernier quartile ; ni aux conditions moyennes, ni favorables. Ce test et l'observation in situ de propagules ayant coulé (fig. 2.15) ne convergent donc pas avec une hypothèse uniquement basée sur la flottaison (Hogarth, 1999 ; Alleman et Hester, 2011). L'hypothèse d'une influence sur la phase d'enracinement (Balke et al., 2011 ; Krauss et al., 2008) se renforce au détriment de l'hypothèse d'une influence sur la probabilité de dépôt (Hogarth, 1999 ; Alleman et Hester, 2011).

La co-occurrence entre la population adulte, l'absence de reproduction depuis 20 ans, et la corrélation positive entre salinité et flottaison laisseraient supposer que les eaux moins salées des années 1950 et 1960 permettaient aux propagules de couler et de se fixer dans la vase au milieu de l'estran et que celles de la période actuelle ne le permettent plus. De la même manière, les eaux de la Gambie et du Casamance permettent la germination, alors que celles du Saloum ne le permettent quasiment jamais. Ainsi, pour aller plus loin dans l'explication du processus biologique, il convient de discuter du point commun entre l'hydrologie (pluies et salinités) du Saloum dans les années humides (1950-1968) et du Casamance dans les années sèches (1969-1994), par opposition avec le Saloum de la période actuelle (tableau 2.4).

Tableau 2.4. Comparaison des salinités des eaux du Saloum et du Casamance en fin de saison des pluies (en ‰ de salinité).

	Saloum	Casamance
Minimum	20.0	2.0
Maximum	94.0	50.0
Moyenne	40.3	25.9
Médiane	38.0	28.0
Premier quartile	31.0	17.5
Dernier quartile	42.0	35.0
Écart-type	13.0	11.5

Selon la ligne foncée, à 1 150 mm (fig. 2.16), le Saloum aurait connu quelques rares années dépassant ce seuil, années pendant lesquelles aurait pu se mettre en place la population adulte observée entre 2005 et 2018. Ce seuil n'aurait jamais été dépassé depuis 1964. Selon la ligne claire, à 1 000 mm, la période humide aurait largement permis la germination jusqu'au début des années 1970 (conformément à l'observation d'une importante population adulte non équiennne). La germination aurait ensuite été impossible dans la période sèche et rarement possible dans la période actuelle, ce qui est cohérent avec l'observation (très

ponctuelle) de quelques germinations récentes. Ces ordres de grandeur dans les pluviométries annuelles (entre 1 000 mm et 1 150 mm) pourraient donc correspondre à un seuil nécessaire à la reproduction. Le seuil de 1 000 mm semble plus réaliste que celui de 1 150 mm.

Cependant, les précipitations constituent un facteur de variation de l'hydrosystème dont résulte la salinité des eaux qui, au regard de la relation linéaire avec les taux de flottaison, constitue plus probablement le facteur explicatif direct. Or, il existe une différence notable entre les salinités du Saloum et du Casamance dont les distributions des valeurs mesurées en fin de saison des pluies sont données au tableau X. Le Saloum a connu, selon la campagne récente, 20 ‰ de salinité comme mesure minimale et 31 ‰ comme premier quartile. Le Casamance, en revanche, présente (pour les zones à mangrove) un minimum à 2‰ et un premier quartile à 17.5 ‰.

Dans la mesure où le dépôt et l'enracinement des propagules est très rapide (Hogarth, 1999), une salinité basse, même ponctuelle, devrait suffire au dépôt et à l'enracinement (Krauss et al., 2008). C'est pourquoi nous nous intéressons ici aux minimas voire aux premiers quartiles. On pourrait supposer que ce minimum de 20 ‰ (minimum observé pour le Saloum) constitue le seuil entre flottaison et immersion permettant, si les salinités sont inférieures, le dépôt et la germination. En effet, il a été mesuré durant les années où ont eu lieu les très rares ensemencements observés. Si ce seuil était encore plus bas, ces germinations n'auraient pas eu lieu ; si ce seuil était plus haut, celles-ci seraient plus fréquentes.

Une série de mesures à la charnière de ces deux périodes a été réalisée par le Centre de recherches océanographiques Dakar-Thiaroye (CRODT) dans le Saloum (Diouf, 2019) et par Olivry (1987) en Casamance. L'année 1967 a pour minimum observé dans le Saloum une salinité de 13 ‰. Certains arbres et arbustes observés datent bien de cette période et les salinités inférieures à 20 ‰ permettaient donc très probablement la reproduction. Toujours selon la campagne du CRODT, aucune valeur inférieure à 20 ‰ n'a ensuite été trouvée les années suivantes (Diouf, 2019). Un seuil de salinité minimale en fin de saison des pluies entre 13 ‰ et 20 ‰ pourrait donc expliquer la fluctuation dans la reproduction. Les observations de salinité, bien que ponctuelles, semblent cohérentes avec les observations de précipitations et de la population d'*A. germinans*. En Casamance, même pendant la période sèche, dans le

bolong de Baila ont été mesurées, 9 années sur 10, en saison des pluies, des valeurs inférieures à ce seuil de 20 ‰ (Olivry, 1987), ce qui est cohérent avec le maintien de l'espèce.

Tableau 2.5. Synthèse des correspondances entre pluviosité, salinité et reproduction entre les deux deltas et les trois périodes.

	Avant 1967	1968-1994	Depuis 1994
Saloum	Reproduction efficace	Aucune reproduction	Reproduction sporadique
	Salinité minimum = 13 ‰	Salinités toujours supérieures à 20 ‰	Salinité minimum = 20 ‰
	11/17 années supérieures à 1 000 mm	Aucune année supérieure à 1 000 mm	6/23 années supérieures à 1 000 mm
Casamance	Reproduction efficace	Reproduction efficace	Reproduction efficace
	Salinité minimum inférieure à 13 ‰	Salinité minimum inférieure à 13 ‰	Salinité minimum inférieure à 13 ‰
	Toujours supérieure à 1 000 mm	15/26 années supérieures à 1 000 mm	20/23 années supérieures à 1 000 mm

Un seuil de précipitations entre 1 000 mm et 1 150 mm, correspondant à des minimas ponctuels de salinité inférieurs entre 13 et 20 ‰, permettrait de diviser la série temporelle en trois périodes :

- une période humide (plus de 1 000 mm), peu salée (minimum inférieur à 13 ‰), dans les années 1950 et 1960 permettait la germination ; durant cette période se serait mise en place la population adulte actuelle ;
- après l'année 1967, une période sèche (inférieure à 1 000 mm) et très salée (minimum supérieur à 20 ‰) ne permettait plus la germination et a, en plus, provoqué un dépérissement important de la population ;
- depuis le début des années 2000, une période relativement pluvieuse (autour de 1 000 mm) aux salinités descendant ponctuellement à 20 ‰ a induit une régénération par rejets de souche et permet, exceptionnellement, quelques germinations (tableau 2.5).

Cependant, aux salinités moyennes du Saloum (35- 40 ‰), 80 % des propagules ont coulé dans le seau et les propagules observées sous l'eau l'étaient à une salinité de 35 ‰. Cela signifie que le facteur salinité joue probablement plus sur la possibilité d'enracinement que sur la possibilité de couler. Ici encore le rôle de *S. portulacastrum* se comprend : en piégeant la propagule, celle-ci n'est pas emportée par la marée et a le temps de s'enraciner, même dans des conditions ralentissant la croissance des racines. Il serait donc nécessaire de mieux étudier le rôle de l'hydrodynamisme (les propagules couleraient et seraient emportées par la marée descendante sans pouvoir s'enraciner), voire d'observer les vitesses de croissance des racines.

2.3.5. Conclusion

La campagne a révélé l'importance des processus de rejet de souche dans la résilience de la mangrove face aux fluctuations des précipitations et de la salinité. Ensuite, elle a décrit une population relictuelle ne se reproduisant pas et dont les dynamiques expliquent en grande partie les dynamiques spatiales de la mangrove dans son ensemble. Le dépérissement et la régénération déterminent, en grande partie, les fluctuations de la mangrove. Il s'agit donc bien de facteurs naturels hydroclimatiques et non d'une action humaine directe sur la mangrove. Une population importante d'*Avicennia germinans* contribue à la couverture végétale des vasières du Saloum, or celle-ci ne s'est pas reproduite durant la phase sèche et ne se reproduit qu'exceptionnellement depuis la reprise des pluies car les salinités fortes augmentent la flottaison et ralentissent la croissance des racines. Si, comme ces résultats le laissent penser, la population que la science étudie depuis les années 1970 est bien une population relictuelle issue d'une période anormalement humide, toute une littérature visant à décrire et expliquer la dégradation des mangroves du Saloum se serait donc fondée sur un état de référence particulièrement inapproprié. Toute la politique de reboisement par *Rhizophora mangle* serait aussi à rediscuter.

Synthèse du chapitre 2 : Quels états de référence pour étudier les transitions dans la trajectoire de la mangrove du Saloum ?

Le chapitre 2 a mis en évidence les particularités du Delta du Saloum qui imposent des contraintes fortes à la mangrove qu'il abrite. Par conséquent, ce système fonctionne comme une marge de la niche écologique des espèces. Localement, l'interface mangrove-tannes présente des concentrations en sel du sol très élevées. Dès lors, ces interfaces sont d'autant plus soumises aux fluctuations qu'elles sont localisées en amont du delta.

La télédétection a permis d'identifier les changements dans la couverture de mangrove depuis les années 1972 et l'arrivée des premières missions Landsat. Dès lors, plusieurs études s'accordent sur la présence de deux phases distinctes sur la période des années 70 à nos jours. La première est une régression de la couverture de mangrove des années 70 au milieu des années 90. La deuxième est une tendance inverse, qui se poursuit actuellement, par des fronts de progressions spontanés des palétuviers dans l'interface mangrove-tannes. Par ailleurs, il est important de noter qu'à l'échelle du delta, la localisation des zones de colonisation suit les mêmes règles que celles des régressions. En effet, les interfaces mangrove-tannes constituent la zone de métastabilité. Certaines de ces zones présentent jusqu'à 3 changements d'états, visibles par télédétection entre 1979 et 2015 (Andrieu, 2018). De plus, les populations jeunes d'espèces de palétuviers sont principalement localisées dans ces zones, tout comme les plus grands taux de mortalités d'individus. Par conséquent, l'interface entre les mangroves et les tannes constitue un lieu privilégié pour comprendre les changements et observer les différents états que peut prendre la mangrove en réaction aux fluctuations de l'environnement.

Les états de référence sont des points de comparaison cruciaux pour évaluer les changements dans un écosystème. Ils représentent des conditions momentanément stables et relativement peu perturbées qui servent de base pour évaluer l'impact des perturbations passées ou potentielles. Dans cette étude, les états de référence ont été choisis en se basant sur les données de télédétection ainsi que la cartographie des surfaces de mangrove et les observations de terrain incluant notamment les pyramides des âges et la densité des espèces. Dès lors, les états de référence identifiés comprennent trois phases :

- Un état (1) où la zonation de la mangrove suit globalement le gradient d'inondation avec une couverture plutôt dense jusqu'aux positions moyennes de l'estran où *Avicennia germinans* succède graduellement à *Rhizophora mangle* le long de ce gradient. Les populations de ces deux espèces présentent des pyramides des âges relativement équilibrées.
- Un état (2) où la mangrove, dans la partie moyenne de l'estran, est essentiellement du tanne.
- Un état (3), actuel, où la structure spatiale de la zonation est une toposéquence où la mangrove dense et basse à *Rhizophora mangle* succède à la frange de *Rhizophora racemosa* en bords de rives. Malgré une colonisation des surfaces de tannes par ce dernier. *Avicennia germinans* ne se reproduit plus, induisant une densification de *Rhizophora mangle* dans les lieux que l'espèce occupait à l'état (1). Sur plusieurs décennies, la structure spatiale théorique de la zonation serait donc amenée à changer.

L'enjeu de ce travail est à présent de décrire plus précisément ces états et leurs transitions, d'en comprendre la structure spatiale de la répartition des espèces et d'appréhender d'une part les forces motrices qui régissent l'organisation spatiale de la mangrove et, d'autre part, caractériser les perturbations pouvant induire une transition entre les différents états.

Par conséquent, plusieurs niveaux hiérarchiques au sein de la mangrove peuvent être abordés pour répondre à ces enjeux. D'abord, la formation végétale est une première entité qui permet d'appréhender la structuration de la mangrove sur les estrans. Cartographier et quantifier ses évolutions semble une étape importante pour caractériser les phénomènes émergents issus des processus à l'échelle locale. Ensuite, le niveau spécifique permet de lier la mise en place des processus de reproduction à la distribution des espèces. Enfin, l'échelle des traits biologiques, permet d'appréhender localement les capacités de réponses des espèces aux perturbations et identifier les effets de seuils pouvant provoquer des changements d'états observables à l'échelle régionale.

Chapitre 3 : La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

Cette section a fait l'objet d'une publication dans la revue scientifique internationale à comité de lecture « Ecological Informatics ».

Une version en langue anglaise et disponible en ligne.

Lombard, F., Soumaré, S., Andrieu, J., Josselin, D., 2023. Mangrove zonation mapping in West Africa, at 10-m resolution, optimized for inter-annual monitoring. Ecological Informatics 75, 102027. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102027>

Cartographie de la zonation de la mangrove en Afrique de l'Ouest, à une résolution de 10 mètres, optimisée pour le suivi inter-annuel

3.1. Introduction

La cartographie des mangroves est un aspect important des stratégies de gestion des écosystèmes (Giri et al., 2011). La disponibilité de mégadonnées de télédétection à une résolution spatiale décimétrique permet la classification de différents états de surface sur de vastes zones continentales (Mutanga et Kumar, 2019), en particulier à une échelle qui peut guider les politiques environnementales locales et nationales. L'accès et le traitement des archives Landsat et Sentinel ont été facilités par des plateformes cloud disponibles gratuitement, telles que Google Earth Engine (GEE) (Alonso et al., 2016 ; Gorelick et al., 2017 ; Wang et al., 2019). Par ailleurs, la puissance de calcul allouée par ces plateformes offre l'opportunité aux pays tropicaux de mettre en place des chaînes de traitement complexes avec le big data (Midekisa et al., 2017). Cependant, leur dimensionnalité reste un enjeu important en termes de réduction des temps de calcul et de redondance des informations issues des différents capteurs (Hu et al., 2019 ; Myint et al., 2011 ; Stromann et al., 2020) pour assurer l'efficacité des classifications. (Speiser et al., 2019). De plus, la zone côtière sahélo-soudanaise contient des socio-écosystèmes qui génèrent une variété de paysages (Andrieu,

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

2020 ; Temudo et al., 2015) qui peuvent être difficiles à cartographier (Cabral et Costa, 2017 ; Asenso Barnieh et al., 2020) et qui peuvent provoquer une confusion spectrale entre la mangrove et les forêts denses de terre ferme selon les saisons. Par conséquent, il est essentiel d'extraire les données et variables les plus efficaces (Schulz et al., 2021).

Les forêts de mangrove couvrent de vastes superficies (Andrieu, 2018 ; Cabral et Costa, 2017) et fournissent divers services écosystémiques (Arumugam et al., 2021 ; Cormier-Salem, 1999 ; Mukherjee et al., 2014 ; Walters et al., 2008). Les enjeux mondiaux de l'atténuation du changement climatique par la séquestration du carbone et la préservation de la biodiversité des mangroves doivent être considérés aux côtés des enjeux locaux tels que l'accès aux ressources (Cormier-Salem et Panfili, 2016). Surveiller régulièrement la dynamique des mangroves pourrait aider à mieux concilier la gestion des ressources dans des environnements changeants.

La cartographie des écosystèmes de mangroves en Afrique de l'Ouest est cruciale pour développer des stratégies efficaces de gestion des écosystèmes (Jia et al., 2018). Avec l'aide de données satellite haute résolution de Landsat et Sentinel, ainsi que de l'accès à des plateformes cloud telles que Google Earth Engine (GEE) (Alonso et al., 2016 ; Gorelick et al., 2017 ; Wang et al., 2019), il est désormais possible d'utiliser des ressources informatiques puissantes et des méthodes de traitement avancées pour mieux comprendre la dynamique des mangroves dans cette région (Midekisa et al., 2017). Ces méthodes permettent de gérer des séries chronologiques longues et denses, qui peuvent fournir une vue complète des écosystèmes de mangrove. La cartographie des mangroves en Afrique de l'Ouest est particulièrement précieuse en raison des nombreux services écosystémiques qu'elles fournissent (Arumugam et al., 2021 ; Cormier-Salem, 1999 ; Mukherjee et al., 2014 ; Walters et al., 2008).

Bien qu'il existe des bases de données sur les zones de mangrove (USGS, 2016 ; GMW, 2022), elles sont très imprécises, notamment en Afrique de l'Ouest en raison de la couverture nuageuse persistante (Bunting et al., 2018). Les auteurs mentionnent également que les mangroves de bords de rives et fragmentées sont parfois omises, même si elles sont fréquemment rencontrées en Afrique de l'Ouest (Liu et al., 2021). La cartographie de l'étendue des mangroves a fait l'objet de nombreuses études (Kuenzer et al., 2011 ; Wang et al., 2019), et diverses méthodes de cartographie ont été développées pour produire des

données locales. Les données SPOT ont réussi à cartographier l'étendue des mangroves en Afrique de l'Ouest sur plusieurs années grâce à une approche d'analyse d'images basée sur les objets (OBIA) (Conchedda et al., 2008). Les données Landsat ont également conduit à la production de cartes précises en utilisant une approche pixel combinée à un démixage spectral linéaire (Han et al., 2018). Ces données sont également avantageuses en raison de la longue série chronologique. Par ailleurs, la couverture nuageuse a souvent été mentionnée comme un obstacle à la cartographie des mangroves sous les tropiques avec des capteurs passifs (Kuenzer et al., 2011) ; les capteurs actifs présentent donc un intérêt pour cartographier les surfaces des mangroves. Ces données présentent également de bons scores de précision, notamment avec les approches OBIA (De Santiago et al., 2013), et la plupart de ces méthodes sont assez précises, notamment avec les données optiques Sentinel-2 (Mondal et al., 2019) et les combinaisons radar-optique Sentinel-1 et 2 (Liu et al., 2021). Ces données ont l'avantage d'être librement accessibles et facilement disponibles sur GEE. Les approches d'apprentissage automatique, qui combinent généralement un grand volume de données pour éviter les biais de la cartographie basée sur des images à date unique (Cárdenas et al., 2017), sont actuellement privilégiées pour le développement de cartes (Chen et al., 2017 ; Liu et al., 2021 ; Mondal et al., 2019 ; Wang et al., 2018). Plusieurs études ont mis en avant les apports des solutions cloud, comme GEE, pour le traitement des séries temporelles et des données multi-sources (Cárdenas et al., 2017 ; Chen et al., 2017 ; Liu et al., 2021 ; Xiao et al., 2021). Il a été constaté que la combinaison de données optiques (Landsat-8 et Sentinel-2) et radar (Sentinel-1) améliore la discrimination des classes d'utilisation des terres, de couverture terrestre et de mangrove (Clerici et al., 2017 ; Zhao et Qin, 2020 ; Xiao et al., 2021). Les arbres de décision, tels que les arbres de classification et de régression (CART) ou les forêts aléatoires (RF), sont couramment utilisés pour les mangroves (Giri et al., 2015 ; Zhang et al., 2017 ; Mondal et al., 2019 ; Thomas et al., 2018 ; Chen, 2020a ; Chen, 2020b ; Xiao et al., 2021). Liu et al. (2021) ont combiné trois algorithmes avec un gradient boosting machine (GBM) et un réseau neuronal (NN) pour former un puissant package d'apprentissage automatique. Ils ont obtenu des scores de précision supérieurs à 95 % en utilisant les images S2 et S1 en Afrique de l'Ouest et ont développé la cartographie la plus précise à ce jour pour cette zone.

Bien que la cartographie disponible des zones de mangrove semble fiable, la différenciation entre les formations végétales de mangrove à l'aide de données optiques et radar est difficile

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

en Afrique de l'Ouest (De Santiago et al., 2013). En effet, ceux-ci peuvent être caractérisés par la couverture et la hauteur du peuplement, ainsi que par l'estimation des compositions spécifiques en espèces. Dès lors, les formations végétales représentent grossièrement la zonation des mangroves et l'organisation spatiale qui résulte de la dynamique des populations à l'échelle locale.

La subdivision des mangroves en plusieurs faciès à une résolution décamétrique est un processus complexe. Bien qu'elle ait été réalisée dans d'autres zones de mangrove, elle a rarement été tentée au Sénégal. Diverses approches ont été développées pour subdiviser les mangroves. La méthode OBIA obtient systématiquement de bons scores (Wang et al., 2019). Myint et al. (2008) ont cartographié les mangroves à un niveau spécifique à l'aide d'images Landsat avec une précision globale de 94,2 % et un coefficient kappa de 0,91 ; les classificateurs de pixels avaient une précision globale de 62,8 % et un coefficient kappa de 0,57. Wang et al. (2018) ont obtenu une précision globale de 70,95 % pour la discrimination des communautés d'espèces en utilisant des images S2 avec une combinaison de l'approche objet et d'un classificateur Random Forest (RF). De plus, des approches utilisant la phénologie des mangroves au niveau pixel ont été utilisées pour classer les mangroves à des niveaux spécifiques (Bullock et al., 2017 ; Valderrama-Landeros et al., 2021). Les indices de végétation issus de séries temporelles denses S2 ont également permis de classer les mangroves selon une typologie en trois classes (fringe *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* shrub, and *Rhizophora mangle* basin) avec des scores de précision globaux compris entre 92 et 95 % (Vizcaya-Martínez et al., 2022). Les auteurs ont pu cartographier l'évolution de cette typologie après des perturbations et mesurer le rétablissement des espèces, similaires à celles des mangroves du Sénégal. Enfin, le démixage spectral linéaire montre systématiquement de bons résultats pour quantifier la couverture du couvert forestier des mangroves (Bullock et al., 2020 ; Lybburner et al., 2020 ; Monsef et Smith, 2017) et pour établir une typologie de la composition forestière (Gudex-Cross et al., 2017). Par exemple, le démixage spectral linéaire a été utilisé pour établir une typologie à 3 classes en Australie (forêt boisée, forêt ouverte, forêt fermée) basée sur le taux de couverture des mangroves à partir des données du Global Mangrove Watch (GMW) (Lybburner et al., 2020). Enfin, plusieurs études ont utilisé les données RADAR pour cartographier les espèces de mangroves (De Santiago et al., 2013 ; Ghazali et Wikantika, 2021). Bien que les données RADAR aient montré une bonne

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

précision dans la discrimination des mangroves, la classification des espèces reste plus délicate et obtient des résultats faibles (OA = 26 %) à modérés (OA \approx 65 %). Les meilleurs scores ont été obtenus en optimisant le paramètre d'échelle avec une approche OBIA (De Santiago et al., 2013) ou en dérivant un indice de végétation RADAR bipolaire (DpRVI) avec Sentinel -1 (Ghazali et Wikantika, 2021).

En outre, des fluctuations importantes de la superficie des forêts de mangrove en Afrique de l'Ouest se sont produites au cours des dernières décennies (Andrieu, 2018). Les mangroves du Sénégal connaissent une régénération de surface depuis le milieu des années 1990 (Conchedda et al., 2011 ; Dièye et al., 2013 ; Andrieu, 2018 ; Fent et al., 2019 ; Lombard et Julien, 2021). Cependant, les parts respectives des espèces dans les processus de régénération diffèrent selon les hydrosystèmes (Andrieu et al., 2020 ; Lombard et al., 2020). Par conséquent, une carte des formations végétales est importante pour obtenir un aperçu de la composition des mangroves et comprendre leur résilience aux changements environnementaux. Les formations végétales permettent d'estimer la composition spécifique du milieu, la densité du couvert et la taille des individus composant le groupe. De plus, comme l'ont souligné Wang et al. (2019), la cartographie des communautés de mangroves est importante pour les stratégies de conservation (Jia et al., 2018). Nous supposons que des processus à petite échelle participent à l'organisation spatiale de la zonation des mangroves. L'établissement de propagules de différentes espèces est contraint par des variables environnementales telles que la salinité et l'hydropériode (Krauss et al., 2008) ou les processus sédimentaires (Balke et al., 2013). De plus, l'implantation des propagules a été réorganisée face aux récentes fluctuations environnementales au Sénégal (Lombard et al., 2020). Notre objectif est donc de pouvoir cartographier la zonation des mangroves, permettant ainsi de comprendre l'agencement de la zonation des espèces résultant de la reproduction et de la croissance, qui sont des processus sensibles aux fluctuations environnementales. Notre objectif était donc de développer une méthode de cartographie multiniveaux optimisée et robuste pour les formations végétales de mangrove du delta sahélo-soudanais.

En utilisant les connaissances acquises grâce aux différentes approches mentionnées ci-dessus, nous avons développé une méthode de cartographie des mangroves à deux niveaux. Premièrement, les surfaces de mangroves ont été détectées par apprentissage automatique

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

d'objets et corrigées par classification basée sur un démixage spectral linéaire. Deuxièmement, un démixage spectral linéaire a été réappliqué pour subdiviser les mangroves en plusieurs formations végétales à l'aide de la méthode OBIA et classées sur la base d'une série chronologique d'un an.

3.2. Zones d'étude et données

3.2.1. Site d'étude

La zone d'étude (fig. 3.1) couvre l'hydrosystème du Delta du Saloum. Situé dans le domaine sahélo-soudanien, le gradient nord-sud est caractérisé par d'importantes variations pluviométriques interannuelles (Descroix et al., 2015 ; Nicholson, 2013) ; les mangroves se développent sous une pluviométrie de 560 mm au nord et 800 mm au sud (Lombard et al., 2020). La forêt comprend six espèces (*Avicennia germinans*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Rhizophora harisonnii*), mais trois dominent la quasi-totalité de la forêt de mangrove : *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* (Sow et al., 1991 ; Ndour et al., 2012 ; Andrieu et al., 2020 ; Lombard et al., 2020). La composition des espèces, outre le couvert végétal et la hauteur des arbres, est structurée spatialement en zonage et peut être subdivisée en formations végétales. Les mangroves du Sénégal et de Guinée-Bissau ont les mêmes modèles de zonage (Sow et al., 1991), mais l'hydrosystème étudié présente des caractéristiques uniques. Dans le delta du Saloum (et l'estuaire de la Casamance), la salinité augmente de l'aval vers l'amont (Barousseau et al., 1985 ; Descroix et al., 2020), alors que les estuaires de Gambie et ceux situés en Guinée-Bissau par exemple, ont un apport fluvial et des niveaux de salinité en amont plus proches de ceux de l'eau douce. Pour le Saloum, cela se traduit par une hypersalinité de l'eau même après la saison des pluies (Diop et al., 1997). La salinité de l'eau dans tout le delta du Saloum était supérieure à celle de la mer. Par exemple, au Sine-Saloum en juin, la salinité est d'environ 35‰ à l'embouchure du delta et jusqu'à 100‰ à Fatick (à 82 km de l'embouchure) (Descroix, 2018). Les écosystèmes de mangroves des zones côtières sont affectés par l'interaction du sol, de la topographie et de la salinité, qui ajoute de la complexité à une échelle fine. (Diop, 1990 ; Marius, 1985). Dans un tel contexte écologique, la végétation présente deux gradients, nord-sud et est-ouest, où la densité et la hauteur des peuplements diffèrent sans changer la composition spécifique. Cela rend difficile la détection des espèces

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

et des formations végétales dans le delta du Saloum. Ainsi, soixante enquêtes de terrain ont été réalisées (fig. 3.1). En utilisant des transects suivant le protocole développé par Andrieu et al. (2020), la densité du couvert végétal, la taille des individus et le taux de couvert de chaque espèce ont été inventoriés, ce qui a facilité l'évaluation des cartes de formation de la végétation.

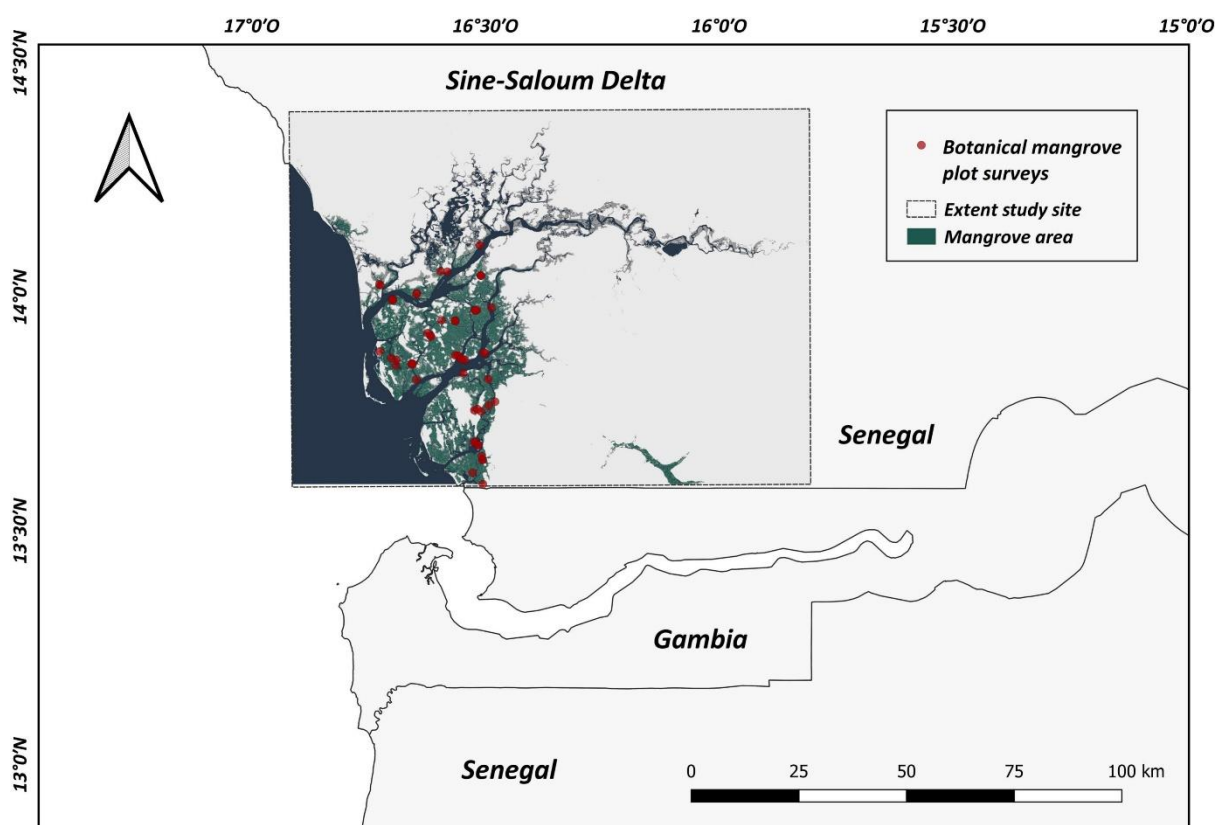


Figure 3.1. Site d'étude et inventaire sur le terrain pour la zonation des mangroves

Soixante études botaniques ont été réalisées et ont détaillé les espèces, l'étendue de leur abondance relative et la hauteur de la communauté végétale.

3.2.2. Collecte et prétraitement des données

Les images Sentinel-1 et Sentinel-2 ont été sélectionnées pour cette étude (Tableau 1). Ces données se sont avérées efficaces pour la cartographie des mangroves (Wang et al., 2018 ; Mondal et al., 2019 ; Wang et al., 2019 ; Jia et al., 2021 ; Lu et Wang, 2021 ; Liu et al., 2021 ; Xiao et al., 2021). Les données Sentinel-2 niveau 2A sont disponibles via Google Earth Engine. Ce produit offre des réflectances orthorectifiées du fond de l'atmosphère (BOA) pour les 12 bandes dans un format entier non signé de 16 bits qui a été mis à l'échelle par un facteur de 10 000. Nous avons sélectionné toutes les images disponibles (n = 79) des deux capteurs entre

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

le 01/05/2020 et le 01/06/2021 sur la plateforme GEE. Pour Sentinel-2, les images ont été filtrées avec une valeur de couverture nuageuse de 20 %. Tout le traitement de la série temporelle S2 a été effectué sur les pixels non masqués à l'aide de couches de qualité « QA60 ». La plage du nombre d'observations claires va de 47 à 65 dates sans nuages (Tableau 2). Toutes les bandes spectrales à 10 m et 20 m de résolution du capteur Sentinel-2 ont été conservées. Les bandes à 20 m ont été rééchantillonnées à 10 m. B1 et B9 n'ont pas été inclus car ils représentent des caractéristiques atmosphériques, telles que les aérosols, la vapeur d'eau et les cirrus, plutôt que de refléter les caractéristiques de surface des éléments terrestres. La médiane annuelle a été calculée pour les bandes spectrales optiques.

Tableau 3.1. Caractéristiques des données Sentinel-1 et Sentinel-2.

Sensor	Processing Levels	Acquisition Period	Relative orbit	Tiles
Sentinel 1	Level – GRD	01/05/2020 – 01/06/2021 (33 scenes)	133	-
Sentinel 2	Level – 2A	01/05/2020 – 01/06/2021 (79 scenes)	-	T28PBA, T28PCA, T28 PCAB, T28PBB, T28PDA, T28PDB

Tableau 3.2. Dates d'observations des pixels Sentinel-2 sans nuages.

Ces dates peuvent différer pour chaque pixel, et les dates affichées représentent les pixels avec le nombre minimum et maximum de jours sans nuages dans la région analysée.

Year	Month	Days	
		(65 cloud-free dates)	47 cloud-free dates
2020	May	02, 07, 12, 17, 22, 27	02, 12, 17, 22, 27
	June	11, 16, 21, 26	11, 16, 21, 26
	July	01, 06, 21, 26, 31	01, 21
	August	05, 15, 20, 25, 30	15, 25
	September	09, 19, 24, 29	19, 24, 29
	October	04, 09, 14, 19, 24, 29	09, 14, 19, 24, 29
	November	08, 13, 18, 23, 28	08, 13, 18, 28
	December	03, 08, 13, 28	03, 08, 13, 28
2021	January	02, 07, 12, 27	02, 07, 27
	February	01, 06, 11, 16, 21, 26	21, 26
	March	08, 13, 18, 23, 28	03, 08, 13, 18, 28
	April	02, 07, 12, 17, 22, 27	02, 07, 12, 17
	May	02, 07, 12, 22, 27	07, 12, 22, 27

Quatre indices spectraux ont été calculés. L'indice de végétation différentiel normalisé (NDVI ; Rouse Jr. Et al., 1974) mesure la photosynthèse active de la végétation en utilisant les différences de réflectance dans les longueurs d'onde du rouge et du proche infrarouge ; il peut être utilisé pour distinguer la végétation d'autres types de couverture terrestre. L'indice des eaux de surface dans le proche infrarouge (NDWI, McFeeters, 1996) mesure la quantité d'eau présente à la surface des sols en utilisant les différences de réflectance dans les longueurs d'onde du proche infrarouge et du moyen infrarouge ; il peut être utilisé pour détecter les zones inondées et pour distinguer les mangroves des types de végétations plus sèches (Gupta et al., 2018). L'indice d'humidité différentielle normalisé (NDMI, Gao, 1996), en particulier le DBSI (Dry and Wet Soil Index) a été conçu pour identifier spécifiquement les zones dénudées dans les climats secs, selon Rasul et al. (2018). Ils ont été sélectionnés pour identifier les zones humides et sèches constituant les paysages parfois semi-arides de la zone d'étude. Les indices mentionnés précédemment (NDVI, NDMI, NDWI et DBSI) ont été utilisés pour calculer les indices de texture GLCM introduits par Haralick et al., 1973. Enfin, des variables de séries chronologiques ont été utilisées pour compléter l'ensemble de données sur la réflectance et les indices spectraux. La phase et l'amplitude du modèle harmonique (Clinton, 2016) ont été extraites de la série chronologique annuelle de quatre indices spectraux du GEE.

L'imagerie satellite Sentinel-1 de la collection d'images Earth Engine « COPERNICUS/S1_GRD » se compose de scènes GRD (Ground Range Detected) de niveau 1 qui ont été traitées pour calculer le coefficient de rétrodiffusion (σ°) en décibels (dB). Le coefficient de rétrodiffusion est une mesure de la quantité de rayonnement micro-ondes renvoyée vers le capteur radar par la zone cible et est exprimé en zone de rétrodiffusion cible (section efficace du radar) par unité de surface au sol. Comme il peut varier considérablement, il est converti en dB de $10 \cdot \log_{10} \sigma^\circ$. Le coefficient de rétrodiffusion peut être utilisé pour déterminer les caractéristiques physiques du terrain, notamment la géométrie et les propriétés électromagnétiques des éléments du terrain.

Pour calculer le coefficient de rétrodiffusion, Earth Engine utilise une série d'étapes de prétraitement mises en œuvre avec Sentinel-1 Toolbox. Ces étapes incluent l'application de fichiers d'orbite pour mettre à jour les métadonnées, la suppression du bruit de faible

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

intensité et des données invalides sur les bords des scènes, la suppression du bruit thermique dans certains modes d'acquisition, l'application des valeurs d'étalonnage radiométrique et la correction des données de terrain à l'aide du SRTM 30 m ou de l'ASTER. DEM. L'étape de correction du terrain convertit les données de la géométrie de la portée au sol, qui ne prend pas en compte le terrain, en σ° , ce qui permet d'obtenir une représentation plus précise du terrain.

En l'absence de données descendantes pour cette zone, seules les données ascendantes ont été sélectionnées et les deux polarisations (VH et VV) ont été combinées. Au total, 33 images pour la période du 1^{er} mai 2020 au 1^{er} juin 2021 ont été traitées. Pour les données SAR, le rapport de polarisation VH sur VV (VH/VV) a été calculé. Quatre variables ont été extraites des bandes VH, VV et VH/VV sur une série temporelle annuelle : la médiane, le minimum, le maximum et le coefficient de variation (écart type divisé par la moyenne). L'ensemble de données était composé de 102 variables prédictives avant d'être optimisé par sélection. (Tableau 3).

Tableau 3.3. Une liste de variables initiales pour le niveau de classification 1 (mangrove et couverture terrestre).

Sensor	Description	Bands name	Wavelength range	Resolution
Sentinel-2				
Spectral bands				
		Band2 : Blue	458–523 nm	10 m
		Band3 : Green	543–578 nm	10 m
		Band4 : Red	650 – 680 nm	10 m
		Band5 : Red Edge 1	698–713 nm	20 m
		Band6 : Red Edge 2	733–748 nm	20 m
		Band7 : Red Edge 3	773–793 nm	20 m
		Band8 : NIR	785–900 nm	10 m
		Band8A : Red Edge 4	855–875 nm	20 m
		Band11 : SWIR 1	1565–1655 nm	20 m
		Band12 : SWIR 2	2100–2280 nm	20 m
Spectral index		Formula		Reference
		NDVI	$(B8-B4)/(B8+B4)$	Rouse et al. (1974)
		NDWI	$(B3 - B8) / (B3 + B8)$	McFeeters (1996)
		NDMI	$(B8 - B11) / (B8 + B11)$	Gao (1996)
		DBSI	$B11 - B3)/(B11 + B3) - NDVI$	
Harmonic index (calculated on the spectral indices)				

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

	Phase	displacement between the origin and the peak of the wave in the range of 0 to 2π	Jakubauskas et al. (2002)
	Magnitude	half the value at which the function is maximized	Jakubauskas et al. (2002)
Texture information (calculated on the spectral indices)			Haralick et al. (1973)
	Angular Second Moment: measures the number of repeated pairs		
	Contrast: measures the local contrast of an image		
	Correlation: measures the correlation between pairs of pixels		
	Variance: measures how spread out the distribution of gray-levels is		
	Inverse Difference Moment: measures the homogeneity		
	Sum Average		
	Sum Variance		
	Sum Entropy		
	Entropy: Measures the randomness of a gray-level distribution		
	Difference variance		
	Difference entropy		
	Information Measure of Corr. 1		
	Information Measure of Corr. 2		
	Dissimilarity		
	Inertia		
	Cluster Shade		
	Cluster prominence		

Sensor	Description	Bands name	Centre frequency	Resolution
Sentinel-1	SAR	VH- ascending	5.405 GHz	X : 10 m Y :10 m
		VV- ascending	5.405 GHz	X : 10 m Y :10 m
		VH/VV		

SAR statistics on the time series (calculated on V_{hasc} , V_{vasc} , V_{hasc}/V_{vasc})				
	Minimum			

Maximum
Median
coefficient of variation

3.3. Méthode

L'organigramme méthodologique complet est présenté à la figure 3.2. Cette méthode se divise en deux niveaux :

- Niveau 1 : Cartographie des mangroves et de l'utilisation des terres nécessaire au démixage spectral linéaire.
- Niveau 2 : Cartographie des formations végétales par classification de caractéristiques spectrales et temporelles basées sur des objets.

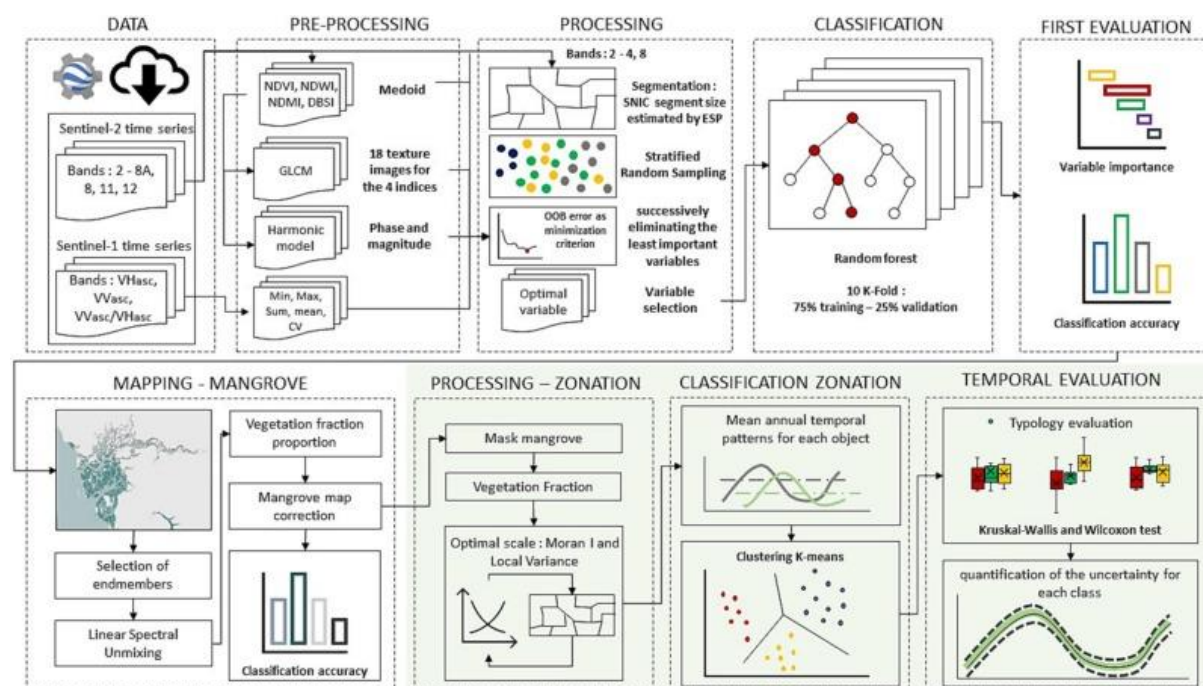


Figure 3.2. Organigramme de l'approche proposée.

Sur fond blanc : traitements permettant d'obtenir une cartographie de la mangrove.

Sur fond vert clair, les traitements ont permis d'obtenir une cartographie des formations végétales de mangrove.

3.3.1. Cartographie des mangroves et de la couverture terrestre (niveau 1)

Premièrement, la mangrove est cartographiée à l'aide d'une combinaison d'approches OBIA et d'apprentissage automatique, en particulier Random Forest. Bien que l'approche pixel ait

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

été largement utilisée pour la classification des mangroves (Bunting et al., 2018 ; Mondal et al., 2019 ; Jia et al., 2021 ; Lu et Wang, 2021 ; Liu et al., 2021 ; Xiao et al. , 2021), nous avons choisi une approche objet (Myint et al., 2008 ; Wang et al., 2018 ; Wang et al., 2021) pour réduire la confusion spectrale en lissant les caractéristiques de l'ensemble de données au sein des objets et en réduisant le bruit statistique des images (Blaschke, 2010 ; Blaschke et al., 2008 ; Dronova, 2015 ; Hossain et Chen, 2019). Cela réduit la complexité des images ainsi que la taille et la dimensionnalité de l'ensemble de données. De plus, les caractéristiques optimales pour la classification ont été évaluées. Dotés de caractéristiques texturales, les objets apparaissent comme une entité privilégiée pour évaluer l'importance des indices de texture (GLCM) dans la classification des zones intertidales.

3.3.1.1. Segmentation

La segmentation est le premier processus de classification. L'approche de clustering superpixel basée sur un clustering simple non itératif (SNIC) utilisant le GEE a été choisie. Seules les bandes présentant la résolution spatiale optique la plus élevée (B2, B3, B4 et B8) ont été mises en œuvre. L'algorithme SNIC (Achanta et Sūsstrunk, 2017) utilise une grille régulière de « graines » comme centroïde initial du superpixel. Le paramétrage de l'algorithme nécessite la spécification de l'espacement des graines des superpixels (en pixels). Plus l'espacement est grand, plus la taille de l'objet est grande. Il est donc essentiel de mettre à l'échelle les paramètres. Plusieurs méthodes ont été développées pour déterminer le seuil optimal pour les paramètres d'échelle (Ma et al., 2017). L'estimation des paramètres d'échelle (ESP) initialement proposée par Drăguț et al. (2010) et modifiée pour l'imagerie multispectrale (Drăguț et al., 2014) a été choisie en raison de son faible coût de calcul et pourrait donc être appliqué à de vastes zones. Pour chaque pas d'espacement de 2 à 50 pixels, la variance locale a été calculée pour chaque bande puis moyennée (Drăguț et al., 2014) pour des valeurs fixes de connectivité à 8 et de compacité à 1. Le taux de changement (ROC) était alors calculé pour chaque changement d'échelle. La première cassure de la courbe après une désintégration continue est le seuil auquel les objets significatifs émergent. En d'autres termes, la valeur d'échelle montrant pour la première fois un changement négatif (fig. 3.3) dans la courbe ROC a été sélectionnée comme valeur optimale d'espacement des graines.

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

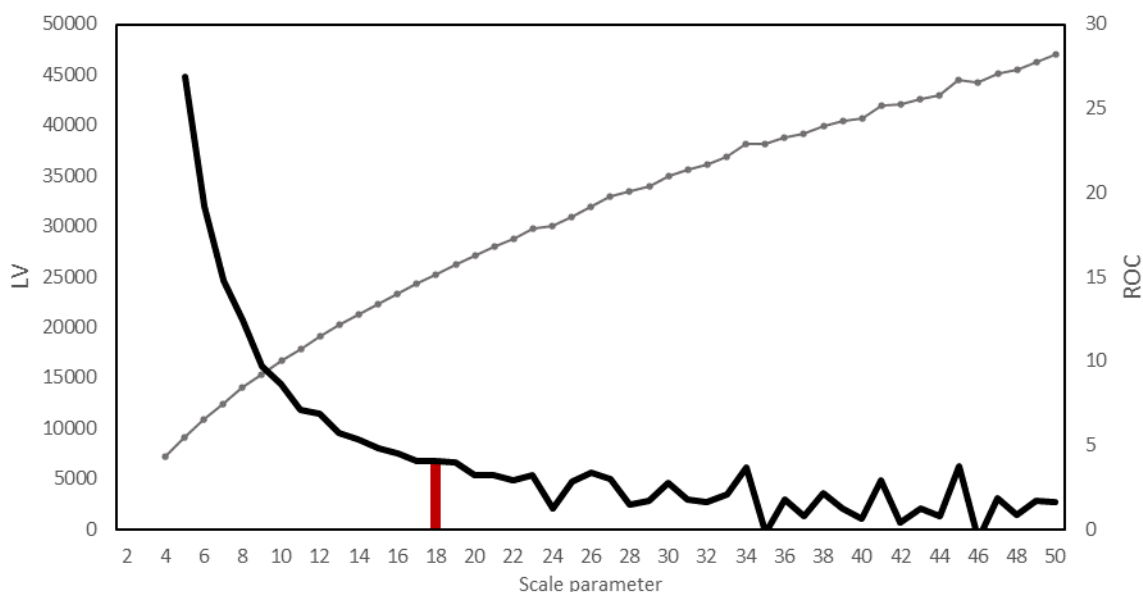


Figure 3.3. Estimation du paramètre d'échelle à l'échelle régionale.

Les graphiques montrent les changements de variance locale (LV) (noir) et de taux de changement (ROC) (points gris) avec des paramètres d'échelle croissants. Les lignes verticales en rouge indiquent les paramètres de mise à l'échelle optimaux sélectionnés pour le Saloum

3.3.1.2 . Échantillons de formation et de validation

La formation et la validation des classifications d'apprentissage automatique nécessitent des échantillons de données de référence pour la couverture terrestre. Quatre classes ont été référencées : Eau, Mangrove, Tannes, Autres couvertures terrestres (toutes les surfaces continentales, y compris les sols nus, les autres végétations, les zones urbaines et les terres cultivées). La collecte de données de référence a suivi une procédure d'étiquetage utilisant des images haute résolution ESRI (2017) et Google Earth (2018, 2021), avec une vérification de la composition des couleurs Sentinel-2 à partir de 2021 pour garantir la stabilité de classe repérée sur des images THRS légèrement plus anciennes.

Un échantillonnage aléatoire stratifié a été appliqué pour éviter les biais lors de la validation (Olofsson et al., 2014). Par conséquent, un tirage au sort a été effectué dans les neuf classes de la carte ESA WorldCover 10 m 2020 v100 (Zanaga et al., 2021) avec 400 points par classe. Cette carte avait une précision globale de 74,4 % ; par conséquent, nous avons supprimé ou corrigé les données erronées. Après filtrage, 2 592 échantillons de référence ont été collectés, dont 75 % et 25 % des échantillons ont été conservés respectivement pour la formation et la

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

validation de la cartographie. Pour la formation du modèle, 223, 312, 322 et 1 660 échantillons ont été retenus pour l'eau, la mangrove, les tannes et d'autres couvertures terrestres, respectivement. L'objectif était d'obtenir une représentation statistique des différents types de couverture terrestre au sein de la classe des terres arides. Pour la validation du modèle, 74, 77, 80 et 414 échantillons d'eau, de mangrove, de tannes et d'autres couvertures terrestres, respectivement, ont été sélectionnés.

3.3.1.3 . Traitement de la classification et évaluation de l'exactitude

La classification en eau, mangrove, tannes et autres couvertures terrestres a été réalisée à l'aide de l'algorithme de forêt aléatoire (Breiman, 2001) sur la plateforme GEE. Bien que le modèle de forêt aléatoire ait la capacité de gérer de nombreuses variables (Belgiu et Drăguț, 2016), nous avons choisi de réduire la dimension de l'ensemble de données en ne conservant que les variables dites optimales. Pour développer des modèles de classification simples et parcimonieux, l'utilisation d'un algorithme de sélection de variables permet de maintenir un petit nombre de variables. Cela permettra de réduire le nombre de procédures de collecte de données à l'avenir et d'évaluer plus efficacement l'importance des variables. Speiser et al. (2019) ont mentionné que la réduction du nombre de variables dans les modèles forestiers aléatoires peut également améliorer l'efficacité de la classification. Pour atteindre ces objectifs, une approche d'élimination en amont a été utilisée, basée sur les performances du modèle en fonction du taux de changement dans l'exactitude de la classification lors de l'ajout ou de la suppression de variables (Díaz-Uriarte et al., 2006). Le package VarSelRF du logiciel statistique R a été utilisé pour sélectionner les variables. L'erreur « Out of Bag » (OOB) a été utilisée comme critère de minimisation et les variables les moins importantes ont été éliminées. À chaque itération, 10 % des variables ont été éliminées. Cette procédure a été répétée 20 fois, comme recommandé par Li et al. (2016) et Wang et al. (2018) , pour sélectionner un sous-ensemble des caractéristiques les plus importantes. Pour évaluer la stabilité des classifications, une validation croisée répétée 10 fois a été entreprise. Les scores de précision pour les classifications des mangroves, des zones intertidales et des hautes terres ont été obtenus à l'aide d'une matrice de confusion (Stehman, 1997). La précision globale (OA), la précision du producteur (PA), la précision de l'utilisateur (UA) et les coefficients kappa

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

ont été générés. Enfin, un score global F1 a été utilisé pour obtenir les précisions pour chaque classe de couverture terrestre.

3.3.2 . Cartographie de zonation des mangroves (niveau 2)

Nous avons également utilisé l'approche OIBA pour cartographier la zonation des mangroves en discriminant ses formations végétales. La segmentation est une étape cruciale et est réalisée à l'aide d'une image spectrale linéaire sans mélange de la fraction de végétation. Le premier mappage permettait la sélection des membres finaux. Basé sur le modèle de Taureau et al. (2019) , nous avons décomposé l'intensité des pixels en trois membres terminaux, chacun représentant une composante de l'écosystème de la mangrove : l'eau, la mangrove et les tannes. Le 10^{ème} décile du NDVI de la mangrove a été retenu. Les vasières présentant le coefficient de variation du NDWI le plus faible ont été choisies pour leur stabilité spectrale tout au long de l'année. Le spectre de l'eau non trouble a été obtenu par classification non supervisée du masque d'eau en 30 classes et sélection de la signature spectrale avec les valeurs de réflectance les plus faibles dans les bandes optiques Sentinel-2. Les signatures spectrales des membres terminaux sont présentées sur la figure 3.4 .

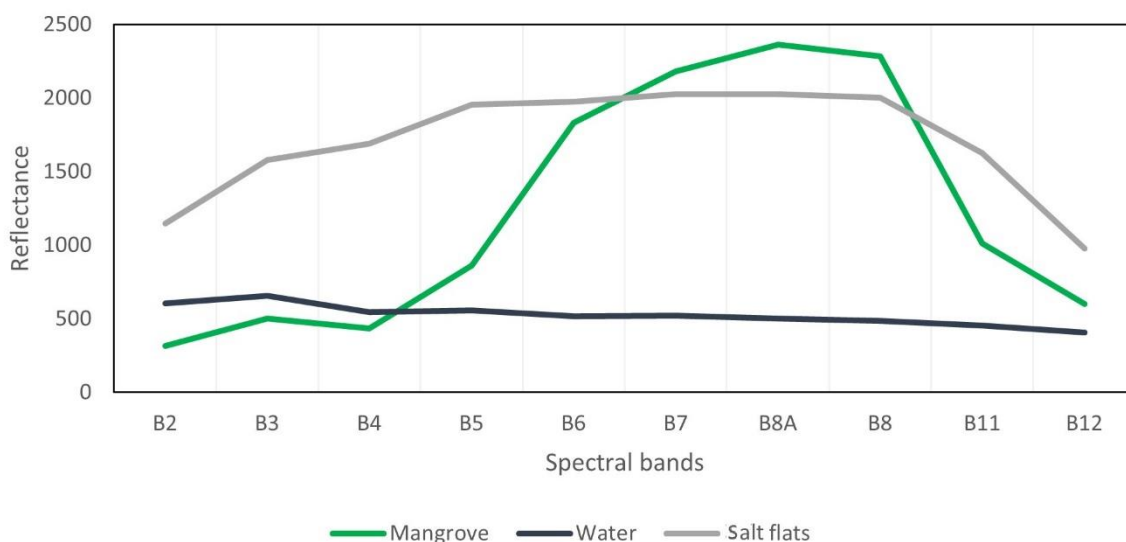


Figure 3.4. Courbes de réflectances spectrales pour l'eau, les mangroves et les tannes sélectionnées pour le démixage spectral linéaire.

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

Quatre images ont été générées pour représenter la contribution de chaque membre final à chaque pixel. Par conséquent, les pixels mal classés lors de la première étape pourraient être partiellement corrigés en considérant la contribution la plus importante du membre final pour attribuer définitivement les classes de mangrove, de tannes et d'eau. Nous avons préféré l'approche OBIA dans un premier temps car la taille optimale de l'objet évite la confusion entre les mangroves et la végétation dense des zones arides obtenue en utilisant l'approche pixel. Néanmoins, la taille optimale de l'objet a été calculée globalement et non localement. Ainsi, des objets trop grands dans les zones de végétation de mangrove combinant eau et marais salants peuvent rester. Par conséquent, Linear Spectral Unmixing (LSU) permet de réaffecter les pixels aux bonnes classes au sein des objets.

3.3.2.1 . Segmentation et structure spatiale de la mangrove

La segmentation intra-mangrove est une étape clé dans la détermination de caractéristiques homogènes qui reflètent la répartition des mangroves le long des gradients environnementaux . L'algorithme SNIC sous GEE a été utilisé à nouveau en faisant varier l'espacement des graines des superpixels par pas de 1 et jusqu'à un espacement de 20. Nous avons considéré que les objets intra-mangroves « optimaux » ne pouvaient pas être plus grands que 20, car le paramètre d'échelle optimal pour la classification d'occupation du sol était de 18. Le choix du paramètre d'échelle de segmentation est crucial car il aura des conséquences importantes sur le regroupement et donc la typologie des formations végétales. Pour mieux détecter les transitions au sein de la mangrove, la sélection du paramètre d'échelle optimal doit répondre aux critères d'homogénéité intra-segment et d'hétérogénéité inter-segment (Espindola et al., 2006 ; Johnson et al., 2015 ; Johnson et Xie, 2011) . À cette fin, la méthode la plus courante consiste à calculer la variance pondérée ($wVar$) comme indicateur de l'homogénéité spectrale intra-segment (équation 1) et l'indice de Moran (MI) pour mesurer l'hétérogénéité spectrale inter-segments (équation 2).

$$wVar = \frac{\sum_{i=1}^n a_i \times v_i}{\sum_{i=1}^n a_i} \quad (1)$$

Où n est le nombre total d'objets.

v_i et a_i sont respectivement la variance et l'aire de l'objet i . Les gros objets ont un plus grand impact sur la variance globale que les petits.

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

$$MI = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 (\sum_{i \neq j} \sum w_{ij})} \quad (2)$$

où n est le nombre total d'objets.

y_i et \bar{y} sont les valeurs spectrales moyennes de l'objet i et de l'image entière.

w_{ij} est une mesure de la proximité spatiale entre les objets i et j .

Pour le calcul, les objets étaient au format vectoriel. Nous avons considéré la contiguïté des segments comme une proximité spatiale ; si un seul sommet d'une entité est adjacent à une autre entité, ces deux segments sont voisins. Nous avons donc construit une matrice de poids spatiaux. Plusieurs études (Johnson et Xie, 2011 ; Wang et al., 2021) ont fixé les valeurs de w_{ij} à zéro (non-voisin) ou à un (voisin). Les matrices binaires peuvent induire un biais statistique, générant des poids différents pour les individus en fonction de leurs nombres voisins. Pour résoudre ce problème, une standardisation en ligne de la matrice a été réalisée. Ainsi, la somme des poids de chaque ligne est égale à un. Cette opération a été réalisée avec le package 'spdep' dans R (Bivand et al., 2015).

Les valeurs de $wVar$ et MI ont été normalisées pour comparaison selon la formule de normalisation suivante (équation (3)) :

$$X_{norm} = \frac{(X - X_{min})}{(X_{max} - X_{min})} \quad (3)$$

Où X_{norm} est la normalisation des valeurs de $wVar$ ou de MI .

X_{min} est la valeur minimum de $wVar$ ou de MI .

X_{max} est la Valeur maximum de $wVar$ ou de MI .

Enfin, la mesure F a été calculée (Eq. (4)) pour capturer le meilleur compromis entre segmentation intra-homogène et inter-hétérogène (Johnson et al., 2015 ; Wang et al., 2019).

$$F = \frac{1}{\alpha \frac{1}{wVar} + (1-\alpha) \frac{1}{MI}} \quad (4)$$

Où α (compris entre 0 et 1) est le poids relatif des valeurs normalisées de $wVar$ et de MI . Il est donc possible d'accorder une importance plus grande à l'homogénéité intra-segment ou

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

l'hétérogénéité inter-segment. Dans cet article, les poids des deux indices sont considérés comme identiques. Le poids a donc été fixé à $\alpha = 0,5$. Une valeur F importante indique une segmentation de bonne qualité.

3.3.2.2 . Clustering des objets de zonation des mangroves

Pour capturer ce cycle, la série chronologique de la fraction végétale a été modélisée à l'aide de la régression harmonique dans GEE (Clinton, 2016). Cette méthode s'est avérée relativement efficace pour décrire les modèles de zonation des mangroves dans les zones semi-arides avec des images Sentinel-2 (Valderrama-Landeros et al., 2021). Par conséquent, des modèles de régression avec harmoniques ont été utilisés. Nous avons ajusté et calculé les coefficients harmoniques et extrait l'amplitude (variabilité saisonnière), la tendance annuelle (moyenne annuelle) et le *RMSE* (variabilité non saisonnière) pour caractériser les modèles phénologiques des différents objets (Pasquarella et al., 2018) . L'ajustement du modèle était meilleur pour les régressions harmoniques basées sur les composantes fractionnaires du démixage linéaire que pour les indices spectraux, justifiant l'utilisation de la fraction de végétation au lieu du NDVI. L'objectif ici est de discriminer ces zonages sur une base annuelle plutôt que de révéler la variation elle-même. La moyenne annuelle est en effet un élément qui influence principalement la classification.

La petite taille de l'échantillon sur le terrain a rendu difficile le processus de formation et de validation d'une classification supervisée ; par conséquent, une classification non supervisée avec l'algorithme K-means a été préférée. L'objectif était d'obtenir une typologie visant à maximiser les contrastes entre classes tout en reflétant la zonation et la physiologie de la végétation. Les données de terrain ont été utilisées pour interpréter les grappes. Pour garantir la signification globale des classes, le test de Kruskal-Wallis a été réalisé. De plus, des comparaisons multiples par paires entre les groupes ont été utilisées pour évaluer la signification entre les classes à l'aide du test de Wilcoxon. Ces tests ont été réalisés avec des variables dérivées du terrain, telles que le taux de couverture, la hauteur du peuplement et la dominance des espèces. Ces tests ont été réalisés avec toutes les variables du modèle harmonique décrivant la saisonnalité et avec différents nombres de classes de deux à six. Pour évaluer l'importance des différences entre les classes, la valeur p seuil de 0,01 a été retenue.

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

3.3.2.3 . Évaluation de la stabilité de la typologie

La détection de la typologie de zonage des mangroves doit être reproductible dans le temps pour assurer son suivi et interpréter de manière fiable ses évolutions. En effet, une typologie dans laquelle les classes ne présentent pas suffisamment de contraste à certaines périodes de l'année pourrait conduire à des erreurs de détection des changements.

Pour évaluer la typologie et la stabilité temporelle, nous avons utilisé un processus en trois étapes. Dans un premier temps, le chaînage méthodologique présenté jusqu'à présent a été répété sur les données du 01/11/2019 et du 01/11/2020. Un croisement entre les deux classifications a permis d'isoler les objets affectés à la même classe aux deux dates, qui n'ont pas subi de changements majeurs. Enfin, ceux-ci ont servi de base à l'entraînement (70% des objets) et à la validation (30% des objets) du modèle bayésien. Pour cette étape, les probabilités d'appartenance ont été calculées à l'aide du théorème de Bayes.

$$P(h | e) = \frac{p(e | h) \times p(h)}{\sum_i p(e | h_i) \times p(h_i)}$$

où $p(h | e)$ est la probabilité que l'hypothèse (h) soit vraie compte tenu de la preuve (probabilité a posteriori noté e)

$p(e | h_i)$ est la probabilité de trouver que la preuve donnée par l'hypothèse (h) est vraie (provenant des données d'entraînement)

$p(h)$ est la probabilité que l'hypothèse soit vraie quelle que soit la preuve (probabilité a priori).

Une série d'images exprimant la probabilité a posteriori d'appartenir à un ensemble de classes de formations végétales a été générée. L'objectif est d'évaluer le degré d'appartenance d'un objet à une classe en fonction de la fraction végétale aux deux dates. Afin d'obtenir une carte thématique, une classification dure a été utilisée. Pour chaque objet, la classe ayant la probabilité la plus élevée a été définitivement affectée.

Enfin, l'évaluation des confusions probables au cours du temps ont quant à elles été mesurées, pour chaque classe, en relevant la fréquence des mauvaises prédictions du modèle bayésien pour chaque valeur de fraction végétale. L'objectif est ici de quantifier l'amplitude

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

des fluctuations de fraction végétale qui peut réellement être interprétée comme un changement dans la structure spatiale de la zonation de la mangrove.

3.4. Résultats

3.4.1 . Cartographie des mangroves

À la fin de la classification RF des objets, la carte de la mangrove du Saloum (Fig. 3.5a) présentait des scores de précision relativement élevés (Tableau 4) en utilisant un ensemble de données réduit de 11 variables discriminantes. Après dix validations croisées, les bandes optiques dans les longueurs d'onde NIR et SWIR se sont révélées les plus efficaces pour cartographier la mangrove dans cet environnement, suivies par les données SAR (fig. 3.5b) . Dès lors, les données SAR constituaient > 50 % des variables sélectionnées. Les variables de texture et les coefficients du modèle harmonique de série chronologique étaient négligeables pour la discrimination souhaitée de la couverture terrestre. Finalement, 11 variables ont été sélectionnées : Vhmin, Vhmed, Vhmax, Vvmin, Vvmed, Vvmax pour les données SAR et B8, B8A, B11, B12, NDWI pour les données optiques. L'apparition cohérente des données SAR dans le groupe de variables optimales suggère qu'il s'agit d'une source d'informations précieuse pour comprendre et prédire la distribution et le comportement du système étudié. En revanche, lorsque des bandes optiques comme B8 ou B8A étaient présentes dans le groupe de variables, elles avaient tendance à contribuer davantage à la discrimination des états de surface de la typologie sélectionnée.

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

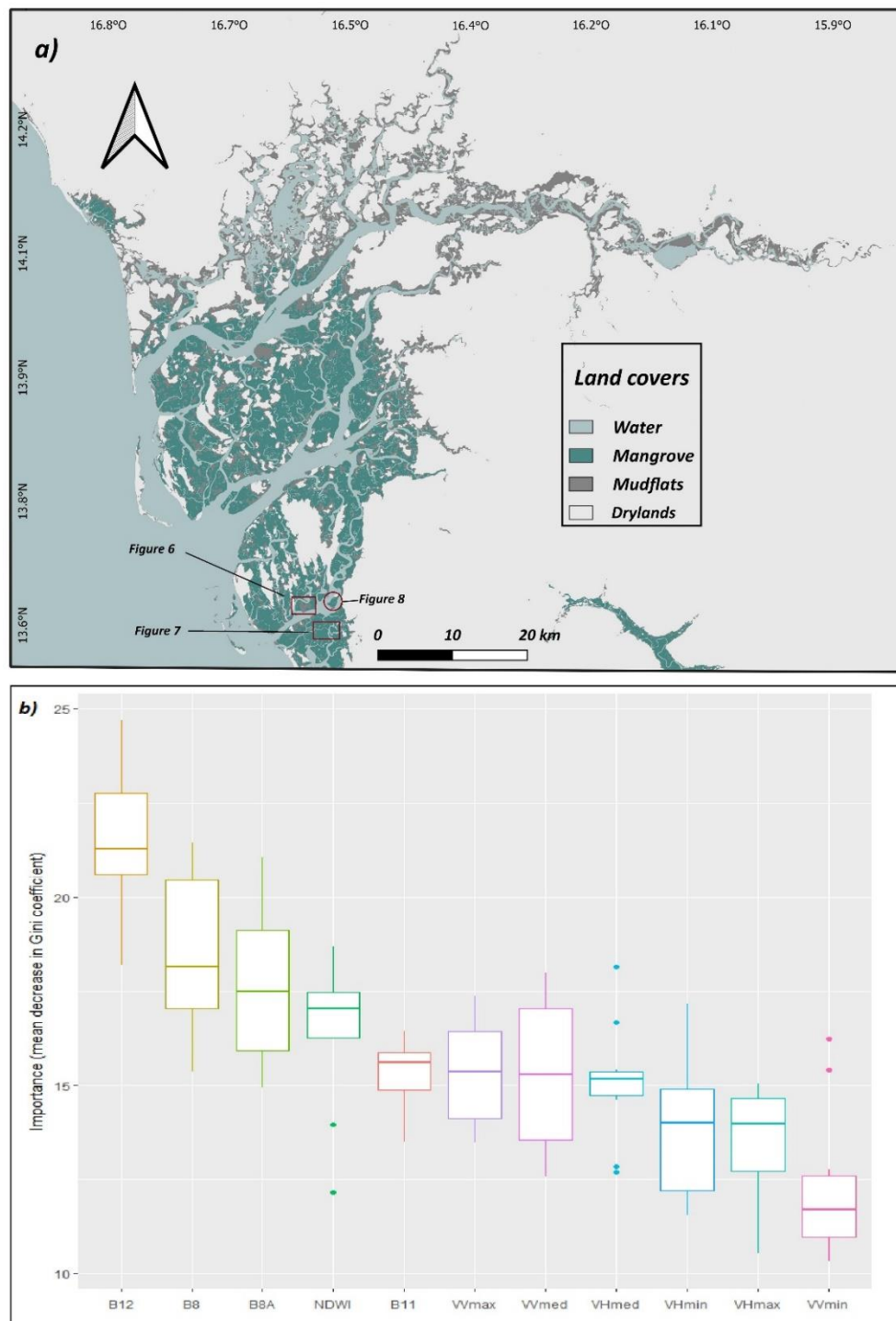


Figure 3.5. Classifications Random Forest utilisant les données Sentinel-1 et Sentinel-2 (à gauche) à partir d'un ensemble de données optimal.

Les emplacements font référence aux figures suivantes qui se concentrent sur la zonation des mangroves.

a) Carte de la couverture terrestre à 4 classes

b) Ensemble de données optimal et importance des variables.

L'importance des variables a été mesurée par la diminution moyenne de l'indice de Gini des nœuds et des feuilles dans la forêt aléatoire résultante. Cela exprime le degré de précision que perd le modèle en excluant chaque variable.

Tableau 3.4. Scores évaluant l'exactitude des classifications et leur impact sur la quantification des types d'occupation du sol.

<i>Accuracy</i>	<i>OA %</i>		<i>Kappa %</i>		<i>F1 – Score %</i>			
	<i>Mean</i>	<i>Std</i>	<i>Mean</i>	<i>Std</i>	<i>Water</i>	<i>Mangrove</i>	<i>Salt flats</i>	<i>Drylands</i>
(RF-OBIA)	97.12	0.8	94.6	1.5	96.30	98.55	88.31	98.53
(RF-OBIA + LSU-OBIA)	98.11	0.8	96.48	1.5	97.69	97.22	92.16	99.46
(RF-OBIA + LSU)	97.55	0.9	95.42	1.7	98.25	98.91	90.10	99.35
<i>Area</i>	<i>Area (ha)</i>				<i>Std Area (ha)</i>			
	<i>Water</i>	<i>Mangrove</i>	<i>Salt flats</i>	<i>Drylands</i>	<i>Water</i>	<i>Mangrove</i>	<i>Salt flats</i>	<i>Drylands</i>
(RF-OBIA)	193 214	67 762	50 380	750 382	721	317	1 029	756
(RF-OBIA + LSU-OBIA)	192 843	65 341	53 188	749 373	-	-	-	-
(RF-OBIA + LSU)	193 578	63 124	54 762	750 272	-	-	-	-

Le tableau 4 montre que la précision globale moyenne est de 97,12 % et l'indice Kappa de 94,6 %. Dans la région du Sine-Saloum, les mangroves obtiennent les scores de précision relative moyens les plus élevés (score F1 = 98,55%) parmi les types de couverture terrestre. Les zones arides ont des scores similaires et les marais salants ont eu la précision moyenne la plus faible avec un score F1 de 88,31. En revanche, les classements sont relativement stables. En effet, l'écart type des précisions globales et de l'indice Kappa est respectivement de 0,008 et 0,015. Les surfaces et leurs fluctuations ont été quantifiées selon les classifications. Les superficies en eau et en mangrove variaient respectivement en moyenne de 0,37% et 0,47% soit 721 ha et 317 ha. Des variations de 0,1%, soit 756 ha, ont été observées en moyenne pour les zones arides. Enfin, les tannes ont montré des fluctuations plus importantes dans l'estimation de leurs surfaces, de l'ordre de 2% ou 1029 ha.

Le tableau 4 montre que l'apport du démixage spectral linéaire post-classification apporte un léger gain en précision globale (+0,99%) et (+1,88%) sur l'indice Kappa. Nous avons également observé un gain significatif en précision relative classe par classe. Néanmoins, la contribution LSU est parfois meilleure au niveau pixel qu'au niveau objet, notamment pour l'eau (score F1 = + 1,95 contre 1,39 pour RF-OBIA + LSU-OBIA) et les mangroves (score F1 = + 0,36% contre -1,33). Pour RF-OBIA + LSU-OBIA). Compte tenu des scores et de l'objectif de cet article, les

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

zones de mangrove issues de la méthode RF-OBIA + LSU ont été retenues pour la cartographie des formations végétales.

Le démixage spectral linéaire mesurant, au sein d'un pixel, la fraction de chaque couverture terrestre a montré que la classification initiale (forêt aléatoire basée sur les objets) surestimait les zones de mangrove en moyenne de 4638 ha soit 6,84 %. La diminution conséquente des surfaces de mangroves avec l'approche RF-OBIA + LSU a coïncidé avec l'augmentation des surfaces de tannes. La principale confusion concerne donc les mangroves et les tannes. Parmi les surfaces de mangrove, 6,43% ont été classées comme tannes selon l'approche RF-OBIA + LSU, et 0,42% comme eau. Ainsi, 93,5 % des différences de classification entre les deux approches concernaient les mangroves et les tannes (Fig. 3.6).

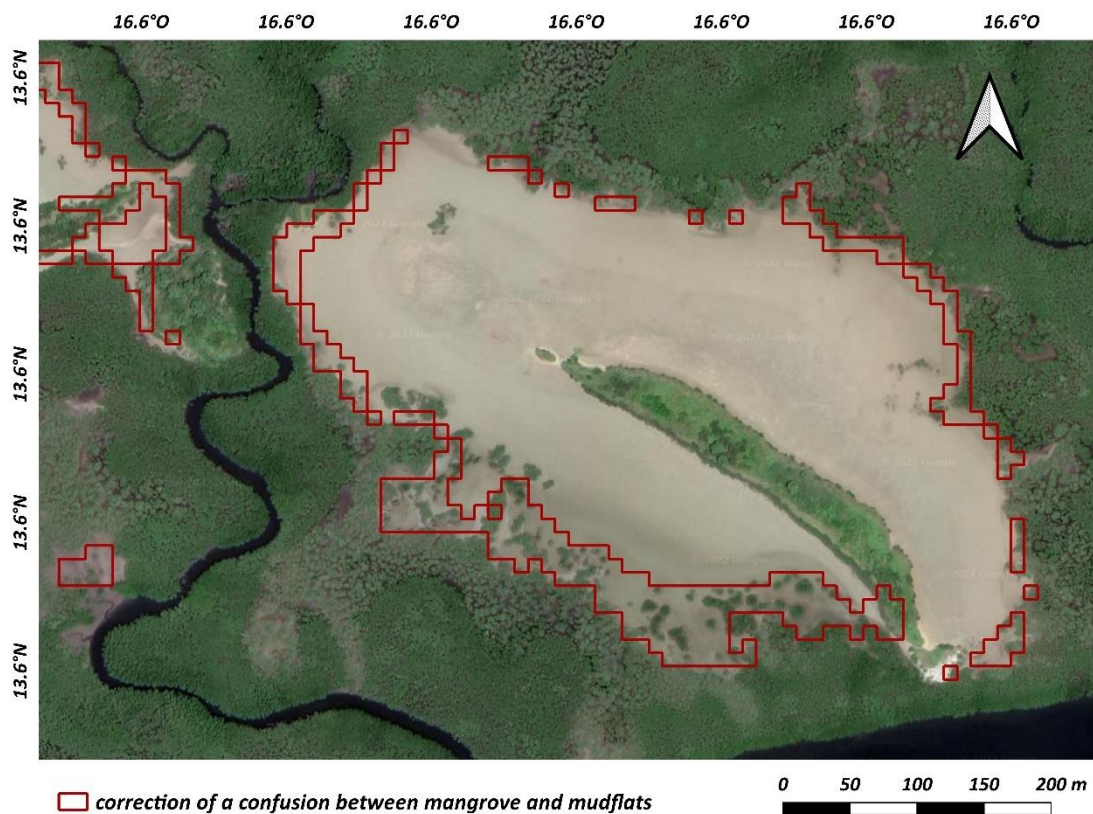


Figure 3.6. Exemple de correction de l'approche RF-OBIA +LSU.

Les contours rouges représentent les zones classées comme mangroves avant correction et comme tannes après correction. L'essentiel de la confusion concerne l'interface mangrove-tannes.

3.4.2. Cartographie du zonage des mangroves

3. 4.2.1 . Échelle optimale

La figure 3.7 montre l'échelle optimale obtenue en maximisant l'hétérogénéité inter-segments et l'homogénéité intra-segment. Un espacement de neuf pixels permet à l'approche SNIC d'obtenir un compromis global optimal. L'espacement de 2 à 11 pixels générerait des objets avec une variance interne très différente d'un espacement à l'autre, augmentant plus rapidement avant que la pente de la courbe ne devienne plus douce. L'indice de Moran a diminué de manière constante sur le même intervalle, ce qui signifie que les objets s'éloignent de plus en plus de leur voisinage. La F-métrique permet de synthétiser le meilleur compromis global. Ainsi, les espacements testés de 2 à 8 induisent une homogénéité interne des objets satisfaisante, mais une hétérogénéité globale inter-objets extrêmement faible. Un espacement de 2 à 8 induit une sursegmentation ; ainsi, les espacements testés de 10 à 20 induisaient une homogénéité intra-objet extrêmement faible, mais une hétérogénéité inter-objet globale acceptable. Par conséquent, nous avons conclu qu'un espacement de 10 à 20 induit une sous-segmentation.

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

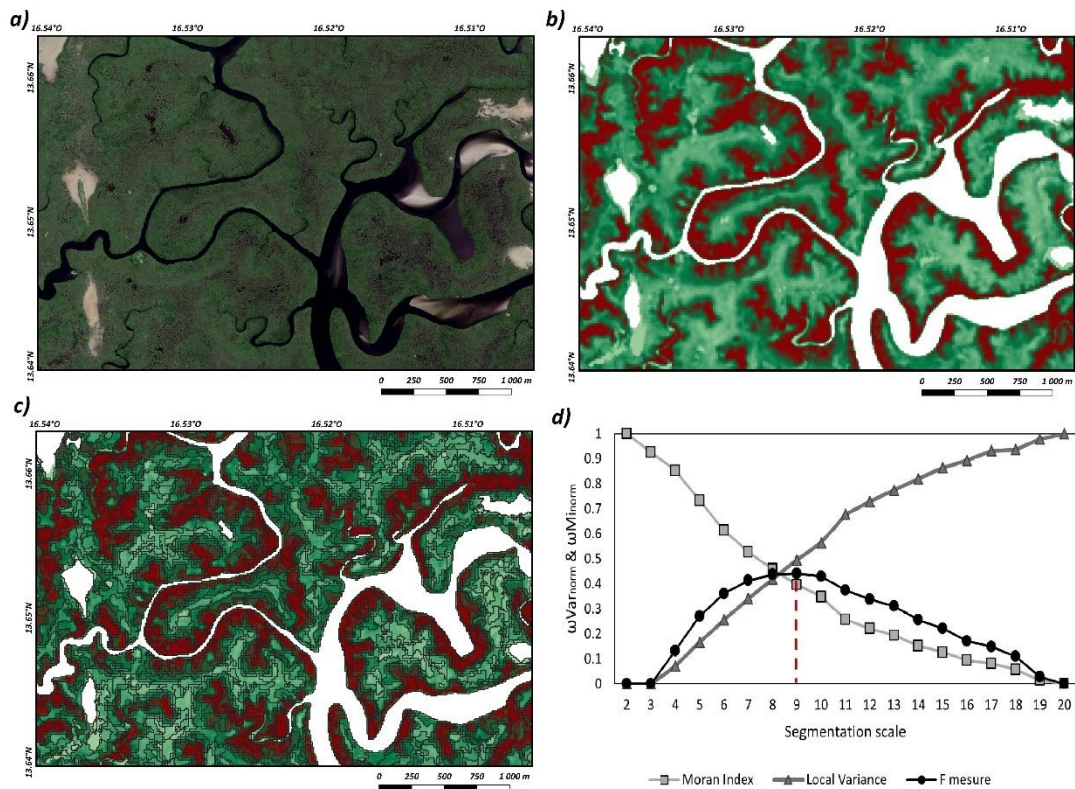


Figure 3.7. Échelle de segmentation optimale pour détecter des formations végétales homogènes

a) Image Google Earth haute résolution du Sud Saloum

b) L'indice de fraction de végétation issu du démixage linéaire (les valeurs rouges représentent la plus grande fraction de végétation et peuvent être assimilées à des mangroves denses et élevées du littoral. Le gradient vert peut être assimilé à la diminution de la densité et de la hauteur de la mangrove le long de l'estran)

c) Segmentation optimale des objets

d) Résultats de la détection des paramètres d'échelle optimaux. L'espacement de 9 pixels pour la segmentation SNIC est le meilleur compromis entre segmentation intra-homogène et inter-hétérogène.

La Fig. 3.7 montre les conséquences de l'échelle choisie sur la segmentation de l'indice de fraction de végétation (Fig. 3.7 b et c). Une image THRS Google Earth (Fig. 3.7 a) permet d'appréhender le grain de la végétation, sa retranscription par l'indice de fraction de végétation (Fig. 3.7 b), et la prise en compte de sa structure spatiale par segmentation (Fig. 3.7 c). Visuellement, les fortes valeurs de l'indice (en rouge) synonyme d'une mangrove haute et dense, souvent en bordure de berges, semblent bien captées comme un objet unique par l'approche OBIA. En revanche, certains endroits où l'indice est plus faible et où le couvert végétal apparaît moins dense sur l'image THRS apparaissent sursegmentés.

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

3.4.2.2 . Classification de zonation des mangroves basée sur la saisonnalité spectrale à l'aide d'objets spatiaux

Les indices de végétation de ces mangroves suivaient un modèle saisonnier qui pouvait être capturé par la fraction de végétation d'un pixel. Des valeurs élevées de l'indice de fraction végétale ont été observées pendant la saison des pluies, principalement à partir du mois d'août. Une diminution de ces valeurs a été observée à la fin de la saison des pluies en novembre.

La discrimination des formations végétales de mangrove par analyse de séries temporelles répond à l'objectif de développer une typologie fiable et robuste dans le temps. La figure 3.8 montre qu'au cours de l'année, les valeurs des indices ne capturent pas toujours les contrastes dans la structure spatiale de la végétation. En effet, à la fin de la saison sèche, il n'y avait parfois aucune différence dans les valeurs de l'indice de fraction végétale entre les deux formations végétales. Les valeurs obtenues pour le 18/06/2020 et le 02/04/2021 (fig. 3.8) étaient similaires entre la « high bank mangrove » (HM) et « low and dense mangrove » (LDM), et entre cette dernière et la « low and open mangrove » (LOM). Par conséquent, les images à date unique et les classifications basées uniquement sur les valeurs peuvent être inutilisables.

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

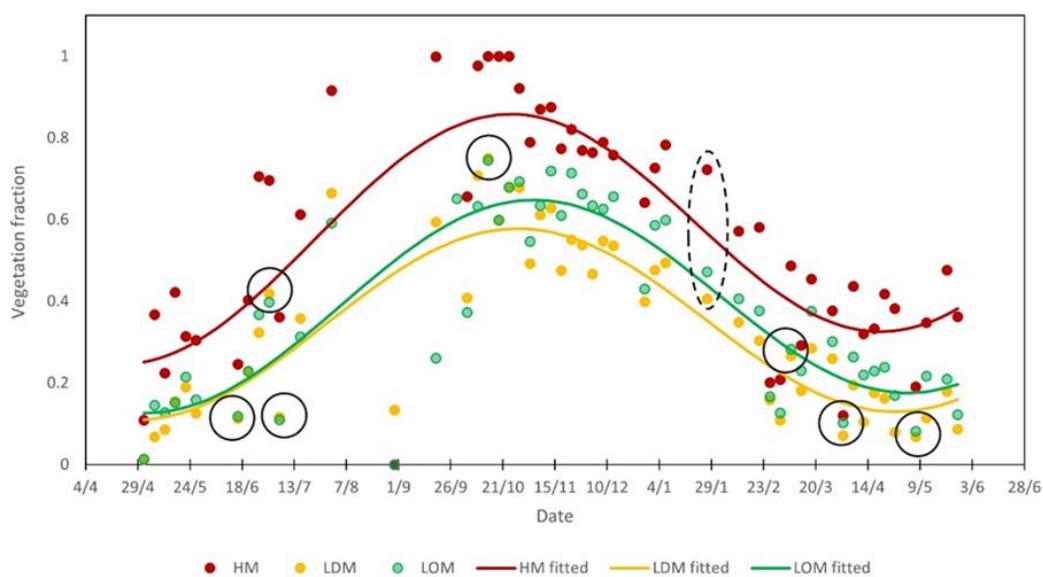
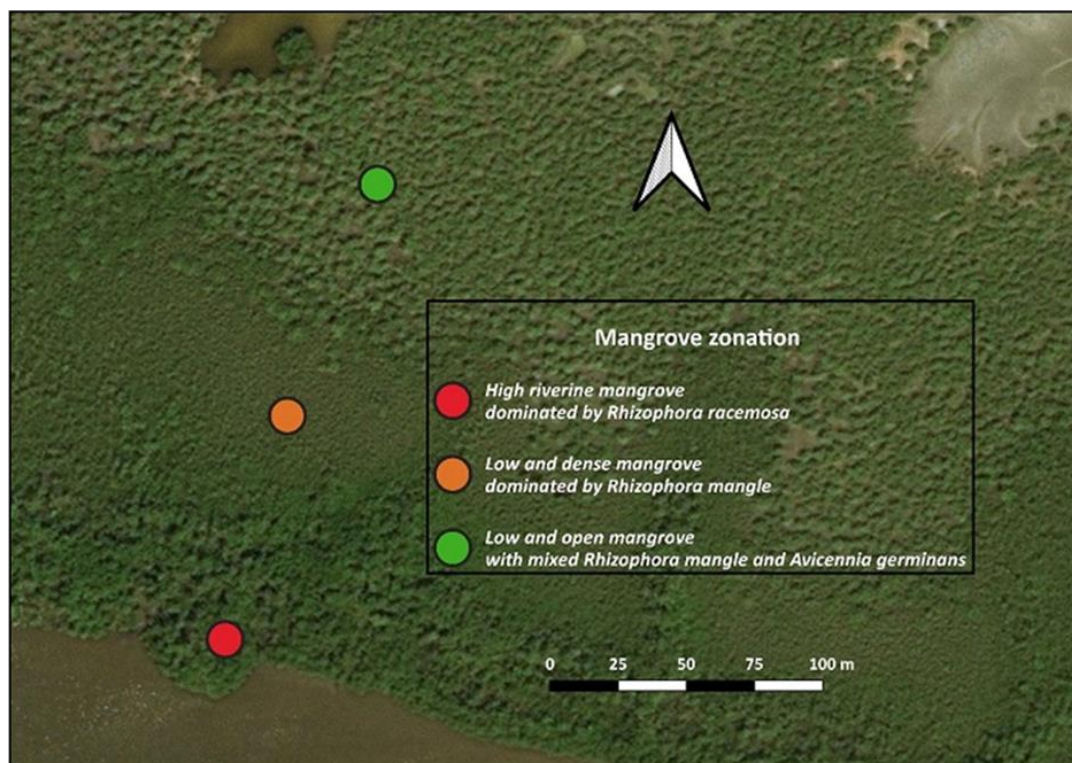


Figure 3.8. Modèles phénologiques annuels de zonation des mangroves.

Sur l'axe des x, l'axe du temps va du 2020 au 01/05 au 01/06/2021. Sur l'axe des y, les valeurs de fraction de végétation issues du démixage spectral linéaire sont affichées.

Les points représentent les valeurs de la série chronologique pour chaque classe.

Les lignes pleines représentent le modèle de régression harmonique pour chaque classe.

Les ellipses en traits pleins montrent la confusion probable entre des classes thématiquement différentes.

L'ellipse en pointillés représente la date à laquelle la rareté spectrale est maximisée.

HM : Mangrove haute – LDM : Mangrove basse et dense – LOM : Mangrove basse et ouverte.

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

La figure 3.9 montre le regroupement de zonage des mangroves pour 2021 et une comparaison visuelle avec les images de Google Earth ©. Le nombre de classes a été déterminé à partir des données de terrain. Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour garantir la signification globale des classes. Le test de Wilcoxon a été utilisé pour déterminer si la typologie présentait des différences significatives entre classes avec les paramètres retrouvés sur le terrain. Les résultats des différents tests montrent que le regroupement basé uniquement sur la moyenne annuelle des valeurs modélisées par régression harmonique et avec trois classes avait le plus de sens thématique. Ces résultats indiquent que la densité de la couverture végétale contribue de manière significative (valeur $p = 0,00057$) à la discrimination des faciès en utilisant l'approche proposée. La typologie à trois classes basée sur la hauteur de la canopée, l'ouverture de la canopée et la couleur semblait bien correspondre à la résolution spatiale des images Sentinel-2 (Fig. 3.9). Les différences de taille entre la deuxième et la troisième classe n'étaient pas statistiquement significatives (valeur $p = 0,102$). Par conséquent, ces deux classes ont été désignées comme des mangroves basses. Néanmoins, l'approche proposée ne permet pas de différencier les mangroves à un niveau spécifique. Cela ne permet pas non plus de déterminer de manière significative l'abondance des espèces au sein des classes (matériel supplémentaire). Par conséquent, une typologie basée sur la hauteur, la densité du couvert végétal et la présence/absence d'espèces végétales a été adoptée (Fig. 3.9, Matériel supplémentaire). Enfin, la morphologie des classes et leurs localisations (Fig. 3.9) semblent en accord avec les données à haute résolution et avec les connaissances théoriques et empiriques du domaine (Andrieu et al., 2020 ; Ndour et al., 2012 ; Sow et al., 1991).

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

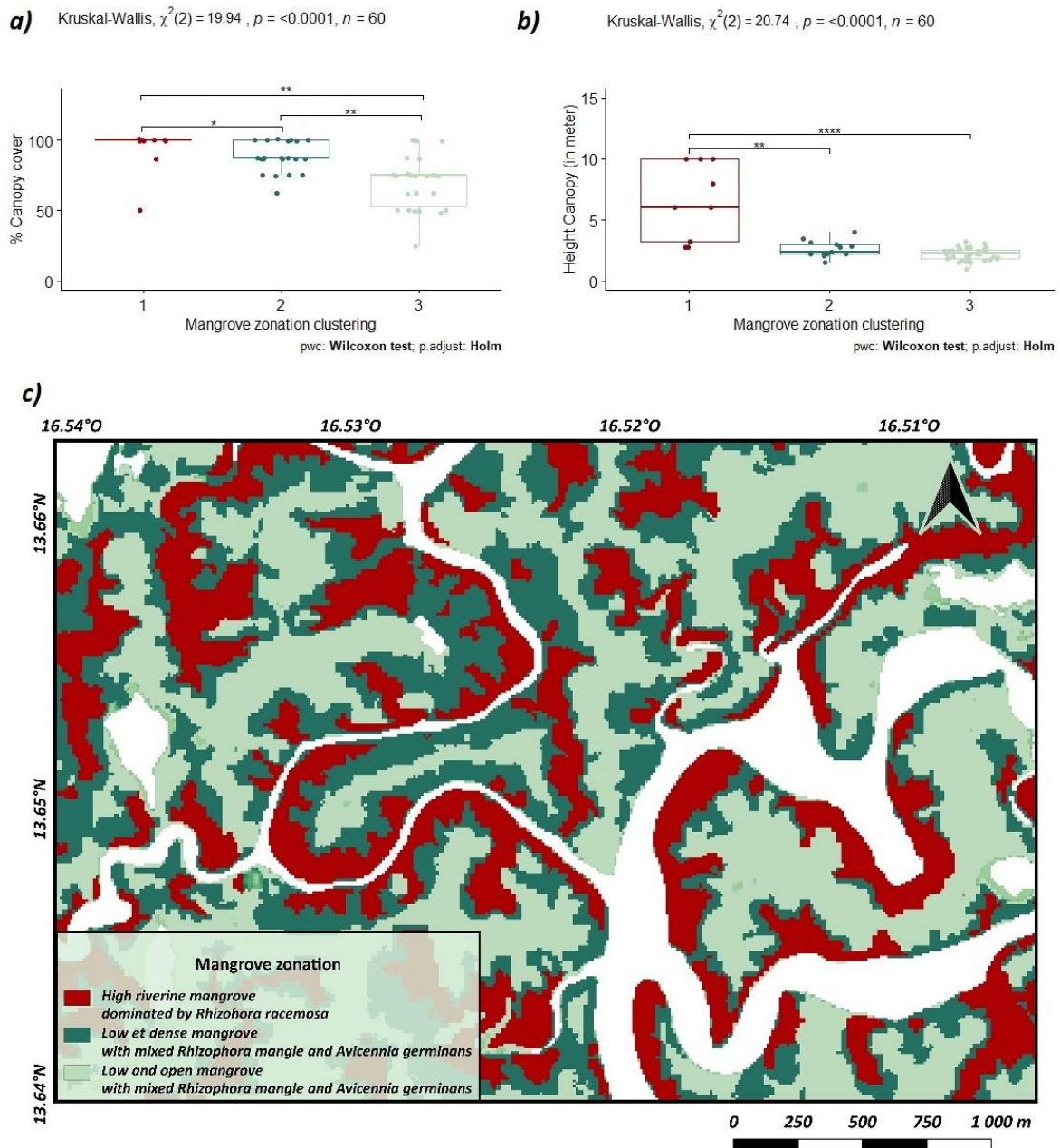


Figure 3.9. Classes retenues pour la zonation de la mangrove

(1 : Mangrove fluviale élevée dominée par *Rhizophora racemosa* ; 2 : Mangrove basse et dense avec un mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* ; 3 : Mangrove basse et ouverte avec un mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans*)

a) Importance des différences entre classes pour le taux de chevauchement.

(Les résultats du test Kruskal-Wallis sont disponibles en haut des figures)

b) Importance des différences entre classes pour la taille moyenne des individus

(Seuls les résultats des tests de significativité apparaissent sur cette figure).

c) Zonation des mangroves pour l'année 2021

Les faciès des hautes mangroves présentent des patches aux morphologies assez longues et sont situées en bordure du canal. Les parcelles de cette classe situées au milieu d'une zone

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

de mangrove peuvent indiquer la présence d'un petit canal entièrement recouvert par une canopée fermée. Les faciès de mangrove bas et ouverts présentaient une morphologie moins allongée et étaient systématiquement trouvés à l'interface avec les tannes. Enfin, les faciès des mangroves basses et denses étaient généralement situés entre les deux autres classes, représentant la transition entre les mangroves de forte densité et les mangroves ouvertes. Les données de terrain ont également confirmé que tous les faciès des mangroves fluviales n'étaient pas nécessairement élevés. Dans la plupart des méandres concaves des berges du canal, les forêts de mangroves étaient de taille moyenne et dominées par le *Rhizophora mangle*. À l'inverse, dans la plupart des méandres convexes des berges, les forêts de mangroves étaient abondantes et dominées par *Rhizophora racemosa*.

3.4.3 . Précision temporelle

La figure 3.10 montre les probabilités de confusion pour chaque classe en fonction des valeurs des fractions végétales. Celles-ci reflètent les valeurs moyennes obtenues par régression harmonique entre 2019 et 2021. La précision globale attendue pour la classification des formations végétales de mangrove dans le delta du Saloum était de 85,5 % (Tableau 5). Les probabilités de confusion étaient les plus élevées dans les classes qui présentent souvent une contiguïté spatiale en termes de zonage. Par conséquent, la classe « Mangrove basse et dense avec un mélange de *Rhizophora mangle* et d'*Avicennia germinans* » présentait le taux d'erreur de prédiction le plus élevé. Cette classe est susceptible d'être confondue avec la classe 'Mangrove fluviale élevée dominée par *Rhizophora racemosa* ' avec une probabilité de 5,8%, et avec la classe 'Mangrove basse et ouverte à mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* ' avec une probabilité de 8,3%. Le tableau 3.5 présente la matrice de confusion de la classification bayésienne. Logiquement, les erreurs de prédiction entre les deux classes situées aux positions les plus basses et les plus hautes de l'estran étaient négligeables.

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

Tableau 3.5. La matrice d'erreur pour la période (2019-2021) utilisant une approche de classification Naïve Bayes sur des objets stables. (les résultats sont exprimés en proportion).

Class	Reference data		
	High riverine mangrove dominated by <i>Rhizophora racemosa</i>	Low and dense mangrove with mixed <i>Rhizophora mangle</i> and <i>Avicennia germinans</i>	Low and open mangrove with mixed <i>Rhizophora mangle</i> and <i>Avicennia germinans</i>
High riverine mangrove dominated by <i>Rhizophora racemosa</i>	26.3 %	3 %	0.2 %
Low and dense mangrove with mixed <i>Rhizophora mangle</i> and <i>Avicennia germinans</i>	2.8 %	28.5 %	4.6 %
Low and open mangrove with mixed <i>Rhizophora mangle</i> and <i>Avicennia germinans</i>	0.1%	3.7 %	30.7 %
Overall accuracy (%)	85.5 %		

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

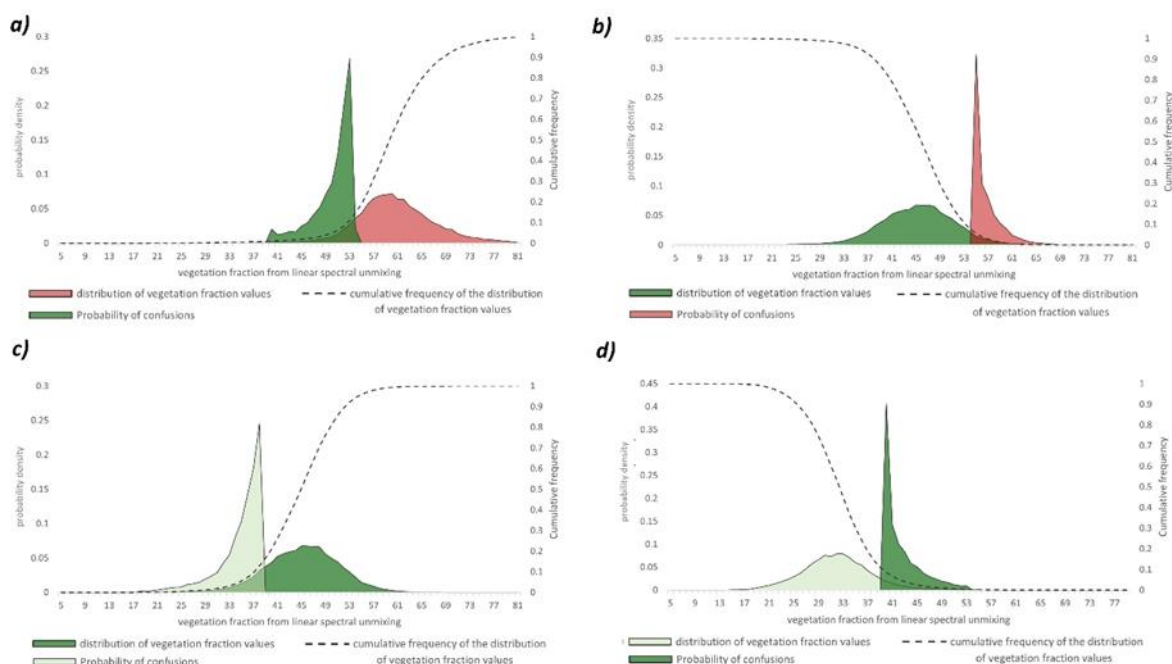


Figure 3.10. Probabilité de confusion entre classes selon les valeurs de fraction végétale issues du démixage spectral linéaire.

Le rouge représente « la mangrove fluviale élevée dominée par *Rhizophora racemosa* ».

Le vert foncé représente « Mangrove basse et dense avec un mélange de *Rhizophora mangle* et d'*Avicennia germinans* ».

Le vert clair représente « Mangrove basse et ouverte avec un mélange de *Rhizophora mangle* et d'*Avicennia germinans* ».

Confusion probable entre « Mangrove fluviale élevée dominée par *Rhizophora racemosa* » et « Mangrove basse et dense à mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* ».

a) Confusion probable entre « Mangroves basses et denses à mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* » et « Mangrove fluviale élevée dominée par *Rhizophora racemosa* ».

b) Confusion probable entre « Mangrove basse et dense à mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* » et « Mangrove basse et ouverte à mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* ».

c) Confusion probable entre « Mangrove basse et ouverte à mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* » et « Mangrove basse et dense à mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* ».

Pour évaluer la probabilité de confusion entre le changement réel du couvert végétal et la fluctuation saisonnière observée par télédétection, des limites d'incertitude ont été calculées pour chaque classe de zonage. La figure 3.10 montre la probabilité de confusion entre les classes en fonction de la fraction de végétation issue du démixage spectral linéaire. La courbe de fréquence cumulée quantifie la proportion de la classe sujette à des erreurs probables en fonction de la valeur de la fraction végétale.

Les valeurs de fraction végétale allant de 61 % à 100 % étaient fiables pour l'attribution à la classe « Mangrove fluviale élevée dominée par *Rhizophora racemosa* ». Ensuite, la classe «

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

Mangrove basse et dense avec un mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* » avait une fraction végétale comprise entre 38% et 52%, ce qui ne semble pas souffrir d'incertitudes. Enfin, les valeurs inférieures à 33 % semblent être attribuées de manière fiable à la classe « Mangrove basse et ouverte avec un mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* ». Pour plus de clarté, le tableau 3.6 résume les limites d'incertitude des classes.

Tableau 3.6. Intervalles d'incertitude pour l'attribution de classes dans le temps en fonction des valeurs des fractions végétales. La fraction végétale est ici exprimée en pourcentage.

	Class		
	High riverine mangrove dominated by <i>Rhizophora racemosa</i>	Low and dense mangrove with mixed <i>Rhizophora mangle</i> and <i>Avicennia germinans</i>	Low and open mangrove with mixed <i>Rhizophora mangle</i> and <i>Avicennia germinans</i>
1st Quartile	58	42	29
Median	61	46	33
3rd Quartile	65	50	36
Incertainité	52 % < VF < 61 %	38 % > VF > 51 %	33 % < VF < 38 %

Selon ces résultats, la densification des mangroves basses ne peut être interprétée de manière fiable que si les valeurs de classe franchissent le seuil d'une fraction de végétation supérieure à 38% (ou plus). À l'inverse, l'ouverture de la mangrove basse peut être interprétée de manière fiable à un seuil de 33% (et moins) de fraction végétale. Une perturbation dans la mangrove du haut littoral ne peut être détectée de manière crédible que si les valeurs de cette classe tombent en dessous du seuil de fraction végétale de 52 %. À l'inverse, une récupération peut être détectée de manière fiable si les valeurs des mangroves peu denses dépassent le seuil de 61 % de fraction de végétation.

3.5. Discussion

3.5.1. Extraction d'objets significatifs pour la surveillance des mangroves

Les bases de données sur les mangroves d'Afrique de l'Ouest couvrent uniquement la superficie. Les cartes de zonage sont souhaitables pour orienter les stratégies de conservation (Jia et al., 2018 ; Wang et al., 2019). Cependant, les bases de données mondiales ou continentales contiennent des imprécisions qui biaisent la cartographie des formations

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

végétales. Ici, la différenciation des mangroves approche une précision de 98,91 %, en ligne avec celles obtenues par Andrieu et al., 2020 et Liu et al., 2021 . Notre objectif était d'établir une carte des mangroves car les quantifications de surfaces dans la littérature présentent des écarts importants.

Fent et al. (2019) ont signalé des superficies de 86 426 ha en 2018 pour la même couverture spatiale de 30 m. Liu et al. (2021) ont rendu leurs données disponibles gratuitement. Pour la même étendue spatiale, en 2017, l'étendue des superficies atteint 70 140 ha à 20 m. Andrieu et al. (2020) mentionnent une superficie de 63 189 ha à 30 m, en 2015, pour la mangrove des hydrosystèmes du Saloum et de Joal, mais sans la mangrove de l'affluent du fleuve Gambie, qui se trouve dans les limites administratives du Sénégal. Dans cette étude, nous avons obtenu une superficie de 60 988 ha en 2021 à une résolution spatiale de 10 m. Une comparaison cartographique a montré que les zones cartographiées par Liu et al. (2021) ont été surestimées (Matériel supplémentaire). La cartographie présentait des incohérences ; par exemple, certains cours d'eau ont été cartographiés comme étant des mangroves. Cependant, cette cartographie a été réalisée sur toute l'Afrique de l'Ouest et constitue actuellement la base de données la plus précise pour toutes les mangroves d'Afrique de l'Ouest à cette échelle. De plus, les superficies ont probablement été surestimées par Fent et al. (2019) car les valeurs étaient largement supérieures à celles estimées par d'autres études (Andrieu et al., 2020 ; Liu et al., 2021).

Les formations végétales ont été cartographiées sur un masque de mangrove en utilisant l'approche OBIA. La fraction végétale a été segmentée par démixage spectral linéaire. L'approche OBIA est préférable pour de nombreuses raisons. Premièrement, le faciès végétal des mangroves sénégalaises comprend une ou plusieurs espèces. En raison de la biogéographie globale des mangroves (riches en espèces en Asie du Sud-Est, mais pauvres en Afrique) et du climat parfois aride, les mangroves sénégalaises présentent une faible richesse en espèces et sont souvent monospécifiques dans des parcelles supérieures à 10 m de pixel. Li et al. (2019) ont obtenu des scores de précision globaux de 83 % pour la cartographie des espèces en Chine. Néanmoins, les espèces différenciées dans cette étude ont leurs propres schémas phénologiques, ce qui n'est pas le cas dans le Delta du Saloum. En effet, même dans les pixels ou objets monospécifiques, les contrastes spectraux dans les séries temporelles apparaissent essentiellement dans la tendance annuelle moyenne et les schémas

phénologiques. Valderrama-Landeros et al. (2018) ont obtenu des scores allant de 75 % à 78 % à un niveau spécifique et à une résolution de 10 m. Vizcaya-Martínez et al. (2022) ont obtenu des scores de précision compris entre 92 et 95 % pour la classification des espèces avec des Vis à partir d'images S2. Grâce aux séries chronologiques, les auteurs ont pu suivre les trajectoires de rétablissement du zonage des mangroves après perturbation, similaires au zonage présenté dans ce travail au Sénégal. Cependant, dans notre cas, la mangrove supérieure était mélangée au sein d'un pixel, et nous n'avons pas prétendu classer les espèces. Il est donc préférable de travailler à l'échelle de la formation des plantes. Les transitions entre les formations végétales sont perceptibles à travers des changements dans la densité relative des genres *Rhizophora* et *Avicennia* et des changements dans la physionomie de la végétation. Notre typologie converge donc avec celle de Valderrama-Landeros et al. (2021) . Ces auteurs ont obtenu une précision globale de 79% pour des mangroves similaires, tant sur leur contenu spécifique que sur les variations de densité du couvert. Grâce à la télédétection, ces transitions sont identifiables et ces formations végétales sont détectables grâce à des approches orientées objet, comme l'ont démontré Flores De Santiago et al. (2013) et Wang et al. (2018). Les formations végétales sont des unités pertinentes pour une évaluation détaillée des impacts des changements environnementaux sur les mangroves. Le suivi des fluctuations de zonation au fil du temps est un défi, et une typologie basée sur une approche orientée objet permettrait de surveiller des formations végétales ayant des propriétés écologiques similaires. Une approche basée sur les pixels pourrait conduire à un résultat cartographique hétérogène sans contexte écologique et n'est donc pas interprétable. De plus, le zonage de la mangrove n'était pas surveillé. Les observations de terrain ont montré que l'abondance des espèces peut être hétérogène au sein d'une entité équivalente à un pixel. De plus, dans la plupart des pixels et relevés, une des trois espèces abondantes au Saloum était absente. Cela génère une inflation nulle, ce qui nécessite l'utilisation d'autres méthodes statistiques pour obtenir les informations pertinentes à l'échelle du pixel. L'approche OBIA contourne ce problème et permet de travailler à une échelle où un mélange spécifique constitue des faciès détectables et interprétables.

3.5.2. Pertinence de la typologie

Les résultats montrent que l'approche utilisée dans ce travail nous permet de cartographier la zonation de la mangrove uniquement sur des indices spectraux, agissant comme proxy du taux de couverture et de la hauteur du peuplement, mais ne permet pas l'extrapolation d'informations sur l'abondance des espèces pour chaque classe. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Lybburner et al. (2020), qui ont obtenu une typologie à trois classes basée sur l'ouverture du couvert forestier (bois (20 à 50 %), forêt ouverte (50 à 80 %) et forêt fermée (> 80 %)), en utilisant un démixage spectral linéaire. Cette typologie leur a permis de suivre l'évolution dans le temps, ce qui constitue un objectif futur de ce travail.

Cependant, nos résultats suggèrent que la fraction de végétation par ULB est sensible à la saisonnalité des mangroves. Par conséquent, l'indice peut fluctuer sans aucun changement dans l'ouverture du couvert forestier. Ainsi, suivre l'évolution des classes avec une amplitude de valeur connue et une incertitude quantifiée permettra de suivre la réorganisation intra-mangrove en réduisant les erreurs d'omissions et les commissions de changements.

Valderrama-Landeros et al. (2021) ont montré que les typologies peuvent être affectées par la phénologie des mangroves, et que certaines dates d'acquisition d'images sont plus propices à l'élaboration d'une typologie fiable. Dans cette étude, nous avons synthétisé les modèles phénologiques des classes et quantifié l'amplitude de leurs fluctuations dans le temps, compte tenu de la fréquence des similitudes spectrales entre les classes au cours de l'année (Fig. 3.8). Par conséquent, évaluer les changements dans le futur peut être plus approprié, pour appréhender les ruptures de signal dans les métriques des séries temporelles de la mangrove plutôt que d'établir une carte avec la même typologie à chaque date. En effet, cette dernière peut être faussée par la variabilité climatique interannuelle, qui affecte les indices spectraux (Nicholson, 2013). De plus, Pastor-Guzman et al. (2018) ont montré que les mangroves semi-arides ayant la même composition spécifique réagissent au début de la saison des pluies avec un léger retard phénologique qui affecte les valeurs de réflectance de la canopée.

Comme l'ont mentionné Valderrama-Landeros et al. (2021), cela pourrait biaiser la classification de la couverture de mangrove dans les zones à plus faible densité de végétation. Cependant, ces auteurs ont montré que la période entre la fin de la saison sèche et le début de la saison des pluies était la plus favorable pour produire des estimations précises de la

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

couverture de mangrove au Mexique . Nos résultats ont indiqué une période optimale légèrement différente. La fin de la saison des pluies et le début de la saison sèche ont montré les plus forts contrastes entre les classes sur les valeurs brutes et les valeurs modélisées par régression harmonique. Les contextes climatiques des deux études sont similaires ; cependant, le caractère « inversé » des estuaires sénégalais influence grandement la salinité. Une réduction de l'activité photosynthétique avec l'augmentation de la salinité de l'eau (George et al., 2020) ou un impact sur la saisonnalité des indices spectraux (Celis-Hernandez et al., 2022) ont été systématiquement observés. Pour le Saloum, les contrastes spectraux semblent être maximisés lorsque les espèces sont confrontées à des salinités plus faibles. Ainsi, une typologie basée sur des objets plus sensibles aux variations spatiales par rapport aux pixels voisins, plutôt qu'aux fluctuations des valeurs des pixels, peut s'affranchir en partie des contraintes liées à la phénologie des mangroves évoquées ci-dessus. De plus, la typologie présentée ici et basée sur le schéma phénologique annuel nous permet de suivre les recommandations de Li et al. (2019) et Valderrama-Landeros et al. (2021) qui préconisent d'utiliser des images sur une série temporelle plus longue pour potentiellement détecter d'éventuelles perturbations. Par exemple, une typologie similaire s'est avérée appropriée pour surveiller les dégâts causés par les ouragans (Vizcaya-Martínez et al., 2022). Les impacts des changements hydrologiques tels que la salinité pourraient être surveillés au moins une fois par trimestre. Ce paramètre environnemental semble être un facteur majeur dans la dynamique spatio-temporelle de la mangrove sénégalaise (Andrieu et al., 2020 ; Descroix et al., 2020 ; Lombard et al., 2020).

3.5.3. Perspectives : distinguer les stress des perturbations

Le choix d'une typologie basée sur une série temporelle sur 1 an se justifie dans l'optique de développer des classes moins sensibles aux fluctuations saisonnières. Lors de la cartographie des changements dans la zonation des mangroves, nous devons faire la distinction entre le stress et les perturbations, qui ont tous deux montré un effet durable sur la zonation. Le modèle de régression harmonique nous a permis de comprendre les fluctuations saisonnières et les tendances annuelles. Ici, nous avons utilisé uniquement la moyenne des valeurs du modèle de régression pour classer la zonation des mangroves. L'amplitude (variabilité saisonnière), la phase (temps de trajet depuis l'origine jusqu'au sommet de la vague) et le RMSE (variabilité non saisonnière) n'ont pas contribué à la détection robuste de la zonation.

Néanmoins, ces indicateurs pourraient être d'une grande importance pour comprendre la réponse des mangroves aux fluctuations environnementales. Celis-Hernández et al. (2022) ont capturé l'impact des variables physicochimiques sur les fluctuations saisonnières des mangroves grâce à des mesures phénologiques. Néanmoins, comme le soulignent ces auteurs, les effets à long terme des fluctuations des paramètres physico-chimiques sont encore mal connus. Par conséquent, nous suggérons que les applications futures se concentrent sur l'impact des variables climatiques et de la salinité sur l'organisation spatiale des mangroves à plusieurs échelles temporelles. Nous recommandons également de caractériser l'impact de ces variables et leurs fluctuations à plusieurs échelles (spatiales et temporelles) sur les éventuels effets de seuil induisant la dynamique des mangroves à des échelles décennales. L'utilisation de séries chronologiques à long terme telles que Landsat (Bullock et al., 2017 ; Pirasteh et al., 2021) pourrait fournir un aperçu des réponses des mangroves avec cette typologie au fil du temps. Dans cette étude, nous avons quantifié l'incertitude autour des valeurs des fractions végétales pour caractériser les changements potentiels dans la zonation des mangroves. À l'avenir, nous recommandons d'utiliser des approches de détection de changement à partir de segmentations temporelles, telles que LandTrendR (Kennedy et al., 2010) ou CCDC (Zhu et Woodcock, 2014). Par exemple, LandTrendr a été utilisé avec succès pour les mangroves (de Jong et al., 2021). Les limites d'incertitude identifiées dans ce travail permettent de calibrer les paramètres de manière robuste pour détecter efficacement les changements de zonage. Comme l'ont souligné Pasquarella et al. (2022) , le calibrage de la sensibilité de ces modèles à la détection des changements est une étape clé dans la cartographie des changements de couverture terrestre.

3.6. Conclusion

Cartographier la zonation des mangroves est un défi, mais c'est important dans la gestion de cet écosystème. Les formations végétales sont organisées selon des gradients environnementaux et permettent donc de se rapprocher des résultats des processus de dynamique des populations qui opèrent à une échelle plus fine. Trois caractéristiques homogènes ont été cartographiées à une résolution spatiale de 10 m à partir des données Sentinel-1 et Sentinel-2. Les données SAR et optiques se sont révélées primordiales pour une cartographie efficace des mangroves. La fraction de végétation résultant d'un démixage

La formation végétale : une entité privilégiée pour appréhender la dynamique des espèces ?

spectral linéaire sur données optiques a seulement permis d'établir le regroupement suivant : « Mangrove fluviale élevée dominée par *Rhizophora racemosa* » , « Mangrove basse et dense à mélange de *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans*' » , « Mangrove basse et ouverte avec un mélange de *Rhizophora mangle* et d'*Avicennia germinans* ». Les résultats de cette étude montrent que la moyenne des valeurs de la fraction végétale, obtenues par régressions harmoniques sur chaque objet, permet une cartographie robuste de la zonation de la mangrove sur les critères de couvert forestier et de hauteur des peuplements. De plus, la stabilité temporelle de la typologie a été évaluée. Les résultats ont indiqué qu'une marge d'erreur globale de 14,5 % est attendue si les formations végétales sont discriminées par rapport à la tendance annuelle de la fraction végétale. Ces résultats acceptables ne masquent pas le risque de confusion entre les classes au fil du temps. Cela conduit à de probables erreurs et omissions de commission concernant les changements de zonage interannuels qui doivent être corrigées. Par conséquent, cette étude souligne que les classes de mangroves faibles sont susceptibles d'être confondues au fil du temps. De plus, du point de vue de la cartographie des changements de zonage à l'échelle interannuelle, les limites d'incertitude quantifiées dans cette étude nous ont permis d'estimer que la croissance des peuplements denses de mangroves peut être capturée de manière fiable si les valeurs initiales de la classe de mangroves faiblement denses augmentent entre 16% et 45% pour les valeurs comprises entre le 1er et le 3ème quartile. À l'inverse, une diminution de la hauteur des hautes mangroves tout en maintenant leur densité peut être interprétée si une diminution de 10 à 20 % de la fraction végétale est observée. Deuxièmement, une densification de la mangrove basse peut être interprétée si une augmentation de 13% à 28% des valeurs de la fraction végétale a été observée entre le 1er et le 3ème quartile. Enfin, une ouverture de la mangrove basse pourrait être observée si les valeurs de fraction végétale de la mangrove initialement dense diminuaient de 21% à 34% entre le 1er et le 3ème quartile de la classe. Par conséquent, ces limites visaient à identifier de manière fiable la réponse de la zonation des mangroves aux changements environnementaux dans le delta du Saloum. Les amplitudes de chaque classe de zonation identifiées dans cette étude pourraient permettre la caractérisation et la distinction de stress, de perturbations ou de seuils de récupération à l'aide de méthodes de segmentation temporelle.

Chapitre 4 : Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

Cette section a fait l'objet d'une publication dans la revue scientifique internationale à comité de lecture « Remote Sensing ».

Cartographie des changements de zonation de la mangrove au Sénégal à l'aide d'images Landsat en utilisant une approche OBIA combinée à un démixage spectral linéaire

4.1. Introduction

Le suivi des forêts de mangroves est essentiel pour leur gestion et leur préservation (Friess et al., 2019; Lee et al., 2019; Otero et al., 2020). En particulier, connaître la dynamique d'une mangrove nous permet d'estimer l'état futur des nombreux services écosystémiques qu'elle fournit (Duke et al., 2007; IPBES, 2019). Par exemple, les forêts de mangroves peuvent contribuer à l'atténuation du changement climatique en séquestrant le carbone (Donato et al., 2011; Alongi, 2012) et sont devenues un axe majeur des efforts de conservation à l'échelle mondiale (Friess et al., 2020). Plus localement, les mangroves fournissent directement des ressources pour la récolte de bois (Saenger, 2002; Spalding et al., 2010; Gallup et al., 2020) et indirectement (Walters et al., 2008) par leur rôle dans l'abondance des ressources halieutiques (Cormier-Salem, 1994; Dahdouh-Guebas et al., 2006; Edwards, 2015) ou en tant qu'habitats pour la faune. Cependant, les mangroves ont connu un déclin mondial significatif entre 1980 et 2005 (FAO, 2007). Cette tendance a heureusement ralenti ces dernières années (Bryan-Borwn et al., 2020; FAO, 2020) et s'inverse dans certaines régions, notamment en Afrique de l'Ouest (Andrieu, 2018).

Au Sénégal, la zone de marée supérieure est inondée lors des marées hautes et reste très souvent vidée. Elle est donc sujette à une forte évaporation, entraînant une précipitation de

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

sel dans le sol. Pendant la période de sécheresse, l'eau plus salée n'a pas permis à la mangrove de se reproduire et de survivre dans ces zones. *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* situés dans cette interface ont été les plus touchés par cette détérioration climatique (Andrieu et al., 2020). Depuis le milieu des années 1990, ces mangroves ont augmenté en superficie (Dieye et al., 2013; Fent et al., 2019), et la reprise des précipitations a conduit à une diminution de leurs niveaux de salinité (Andrieu et al., 2020; Descroix et al., 2020). Cependant, la reprise globale des précipitations annuelles depuis le milieu des années 1990 est toujours associée à une forte variabilité interannuelle (Nicholson, 2013). Plusieurs études ont souligné la complexité de la réponse des systèmes hydrologiques sénégalais aux fluctuations climatiques récentes [Mahé et al., 2013; Descroix et al., 2020]. Même en saison des pluies, le Saloum reste un estuaire inversé, tandis que la Casamance a subi des changements dans sa salinité maximale en raison des apports en eau douce en amont (Descroix et al., 2020). D'autres études ont mis en évidence les réponses variables de la végétation terrestre aux fluctuations climatiques dans la région sahélo-soudanienne (Moreno-De Las Heras et al., 2015; Thoma et al., 2016; Zhou et al., 2021). L'interface entre la forêt de mangroves et les "tannes" (terme local pour les marais salants) fluctue au fil du temps en réponse aux variations du système hydrologique à mesure que le climat change. Les fluctuations de la frontière mangrove-marais salants constituent donc une gamme de métastabilité et de résilience (Holling, 1978) de l'écosystème de mangrove dans les estuaires sénégalais (Andrieu et al., 2020).

Cette métastabilité, difficile à détecter dans les études uniquement à l'échelle locale, a probablement contribué à la perception de la dégradation des mangroves, alors que la cartographie par télédétection a révélé une tendance à l'augmentation de la superficie (Dieye et al., 2013; Andrieu, 2018; Fent et al., 2019; Conchedda et al., 2008). Cette perception de la dégradation des mangroves persiste dans la littérature grise, les médias et parfois la littérature scientifique, et constitue la base de la plupart des politiques environnementales. En réponse à ces rapports de dégradation, des politiques de conservation en général et des actions de reboisement en particulier ont été mises en œuvre, principalement par des ONG, mais avec quelques initiatives locales. Cependant, ces actions ont été sérieusement remises en question et sont considérées comme une forme d'accaparement des terres (Cormier-Salem, 2017). En plus des controverses scientifiques entourant la légitimité du reboisement

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

des mangroves au Sénégal (Cormier-Salem et Panfili, 2016), il existe également des contradictions entre les objectifs mondiaux d'atténuation du changement climatique des programmes REDD+ et les besoins locaux des populations. En parallèle du reboisement, les mesures de conservation des mangroves ont été renforcées depuis les années 1970 (Cormier-Salem, 2017). Elles ne sont pas toujours acceptées, ce qui empêche un consensus entre les parties prenantes gouvernementales et les populations locales (Arumugam et al., 2021), ce qui peut compromettre le soutien à la gestion durable de cette ressource.

De plus, la tendance à la hausse de la superficie des mangroves au Sénégal (Dieye et al., 2013; Andrieu, 2018; Fent et al., 2019; Conchedda et al., 2008) soulève la question de la nécessité de mesures de conservation plus fortes. La nécessité de telles actions est particulièrement incertaine compte tenu de l'augmentation de la superficie des mangroves au Sénégal due aux changements de précipitations et à la fréquence significative de la régénération spontanée, ces constatations témoignant de leur résilience (Andrieu et al., 2020).

De plus, avec cette augmentation de la superficie, il a été observé que les espèces constituant les formations végétales de mangrove ont des réponses contrastées (Lombard et al., 2020). Ces observations montrent des dynamiques d'espèces différentes entre le delta du Saloum et l'estuaire de la Casamance, soulevant des questions sur l'efficacité d'une politique de conservation identique pour les deux hydrosystèmes. C'est actuellement le cas avec le reboisement basé uniquement sur le genre *Rhizophora* ssp. (Cormier-Salem et Panfili, 2016).

Les observations faites à l'échelle locale (Andrieu et al., 2020; Lombard et al., 2020) indiquent le manque de reproduction d'*Avicennia germinans* dans le Saloum, qui participe uniquement à la dynamique de l'expansion de la superficie grâce à la repousse des souches altérées, mais toujours présentes de la dernière période de sécheresse (Andrieu et al., 2020), montrant qu'*Avicennia germinans* peut survivre, mais ne peut pas se reproduire dans les conditions de salinité actuelles (Lombard et al., 2020). En revanche, *Rhizophora mangle* colonise les vasières par semis. En Casamance, les deux espèces ont une pyramide des âges équilibrée, ce qui suggère qu'elles contribuent toutes deux à la dynamique d'expansion de la superficie (Lombard et al., 2020). *Rhizophora racemosa* complète l'inventaire des espèces dominantes de la mangrove sénégalaise. Située au niveau des cours d'eau, c'est une espèce relativement stable dans les deux hydrosystèmes. Il est donc essentiel de surveiller ces évolutions à l'échelle fine des estuaires. Ainsi, cet article émet l'hypothèse que ces processus à fine échelle

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

participent à l'organisation spatiale des formations végétales, qui peuvent être cartographiées à l'échelle régionale. Cette cartographie devrait permettre de quantifier les dynamiques de transition entre les formations végétales, ce qui corroborerait (ou non), à l'échelle régionale, les observations faites précédemment à l'échelle locale.

Une simple cartographie des surfaces de mangrove seule n'est pas suffisante pour estimer la dynamique spatiotemporelle des formations végétales dans les mangroves sénégalaises. Les formations végétales sont une estimation de la composition en espèces de l'environnement. Afin d'ajuster efficacement les politiques environnementales, il est important de caractériser précisément les dynamiques spécifiques à chaque région pour optimiser les stratégies de conservation.

Plusieurs méthodes de télédétection ont été développées pour cartographier les espèces de mangroves ou les formations végétales. Les images à haute résolution, telles que celles du satellite Landsat, sont principalement utilisées pour cartographier les mangroves seules (Conchedda et al., 2008; Giri et al., 2011; Kuenzer et al., 2011; Andrieu et al., 2020). Moins d'études ont utilisé les images Sentinel-2, bien qu'elles soient efficaces pour la cartographie de la végétation. Les images à très haute résolution peuvent être utilisées pour identifier les espèces de mangroves [Wang et al., 2004; Wang et al., 2018; Taureau et al., 2019]. Cependant, le coût de ces images à très haute résolution ne permet pas une cartographie à l'échelle régionale, et elles restent financièrement inaccessibles dans les pays à revenu faible et intermédiaire possédant des mangroves.

Dans une comparaison des données Landsat OLI-8, Sentinel-2 et Pleiades-1, une étude précédente [37] a montré que les images Landsat étaient moins efficaces que les images Sentinel-2 pour cartographier les communautés végétales de mangroves, avec Pleiades étant le plus efficace. Néanmoins, les auteurs ont souligné le fort potentiel des images Sentinel-2 à une résolution de 10 mètres pour la cartographie des communautés végétales de mangroves. La cartographie de trois formations végétales de mangrove au Sénégal avec une approche OBIA utilisant des images Sentinel-2 (Lombard et al., sous presse) a produit des résultats intéressants qui corroboraient les conclusions de Wang et al. (2020). Les tailles des objets représentant les formations végétales ont également été quantifiées dans cette étude et se sont avérées légèrement inférieures à 60 mètres en moyenne. Cela suggère donc l'efficacité potentielle des images Landsat fusionnées à une résolution de 15 mètres avec une approche

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

OBIA, où les calculs d'image de gradient peuvent être effectués avec une fenêtre de 3×3 pixels.

Actuellement, seules les images Landsat offrent une résolution temporelle qui permet une évaluation de l'évolution de la mangrove sur des échelles décennales, permettant l'étude de la résilience des mangroves depuis la reprise des précipitations au Sénégal. De plus, depuis le lancement de Landsat ETM+ en 1999, la possibilité d'obtenir des images dans la bande panchromatique a permis d'atteindre une résolution de 15 mètres grâce à des méthodes de fusion. De plus, des études ont montré que, suite à certaines méthodes de fusion, l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) peut conserver une structure spatiale largement acceptable et une cohérence des valeurs spectrales (Johnson, 2014), même si la plage de longueurs d'onde NIR ne couvre pas la plage panchromatique. Le NIR ou les indices dérivés améliorent souvent de manière significative la discrimination des mangroves et sont essentiels pour détecter les densités de couvert végétal (Kasawani et al., 2010; Yuvaraj et al., 2014; Sari et al., 2016) ou différentes formations végétales (Lombard et al., sous presse). L'objectif de cette étude était donc d'évaluer les changements de zonation de la mangrove de 2000 à 2018 en utilisant des images Landsat à 15 mètres. Les résultats comblent un vide actuel de connaissance sur ce sujet et peuvent faciliter l'élaboration de politiques.

Plusieurs méthodes avec des images à haute résolution ont été utilisées pour cartographier les formations végétales ou les espèces de mangrove. Les approches OBIA obtiennent souvent les meilleurs résultats (Myint et al., 2008; Taureau, 2017). Les approches basées sur les pixels avec les images Landsat et l'utilisation des indices de Tasseled Cap ont montré leur efficacité dans une évaluation diachronique des dynamiques de zonation de la mangrove dans le delta du Mékong Bullock et al., 2017). Le démixage spectrale linéaire s'est révélé très utile pour cartographier le degré de fermeture de la canopée de la mangrove en utilisant des images Sentinel-2 (Taureau et al., 2017) et a permis une évaluation plus précise de la dynamique de croissance et de dégradation de la superficie. Dans l'étude de Taureau et al. (2019), la démixage spectrale linéaire entièrement contrainte a permis une comparaison standardisée entre les emplacements et a montré une bonne correspondance avec les modèles de zonation des espèces dans des images à très haute résolution. De plus, cette étude a signalé que la variation des proportions de plantes entre les formations dominées par *Sonneratia* spp., *Rhizophora* spp. ou *Avicennia* spp. pourrait permettre l'évaluation de la composition en

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

espèces des formations de mangrove (Taureau et al., 2019). Gudex-Cross et al. (2017) ont pu améliorer la discrimination de la canopée de la forêt mixte en utilisant des images Landsat et une combinaison de démixage linéaire et d'une approche OBIA. Ainsi, la détection des différences locales dans les formations végétales, parfois hétérogènes, est envisagée dans ce travail. Par conséquent, cet article émet l'hypothèse que le démixage spectrale linéaire (LSU) calculé à partir d'images Landsat fusionnées à une résolution de 15 mètres peut discriminer le degré d'ouverture de la canopée de la mangrove sénégalaise et permettre ainsi la cartographie de différentes zones représentant différentes formations végétales à l'aide d'une approche OBIA. En fin de compte, l'objectif de cette étude était d'évaluer, à l'échelle régionale, les changements dans trois formations végétales résultant de processus à une échelle plus fine, ce qui devrait permettre de comprendre les effets spatiaux des différents processus biologiques à l'œuvre pour chaque espèce. Déterminer les dynamiques pourrait nous permettre d'assigner des priorités aux actions dans les politiques et les programmes de restauration qui ciblent des régions particulières (Saloum ou Casamance) et des espèces (*Rhizophora spp.* ou *Avicennia germinans*).

4.2. Matériels et Méthodes

4.2.1. Sites d'étude

Le Saloum, situé au nord, est un delta de mangroves dans la zone sahélienne (fig 4.1). Les précipitations sont d'environ 600 mm au nord et de 800 mm au sud au cours des années présentant des conditions climatiques moyennes sur un siècle (Descroix, 2018). L'apport en eau de la rivière dans le delta est presque nul toute l'année, lui conférant une fonction inverse où la salinité augmente du cours aval vers l'amont, même pendant la période des pluies. La Casamance est un estuaire de mangroves situé dans la zone soudanienne (fig. 4.1). Les précipitations cumulées peuvent atteindre 1300 mm au cours des années présentant des conditions climatiques moyennes sur un siècle. La Casamance est également un estuaire inversé. Cependant, pendant la saison des pluies, la contribution de la rivière peut inverser cette tendance. Les valeurs de salinité les plus élevées se déplacent de 50 à 80 km vers l'aval (Descroix et al., 2020).

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

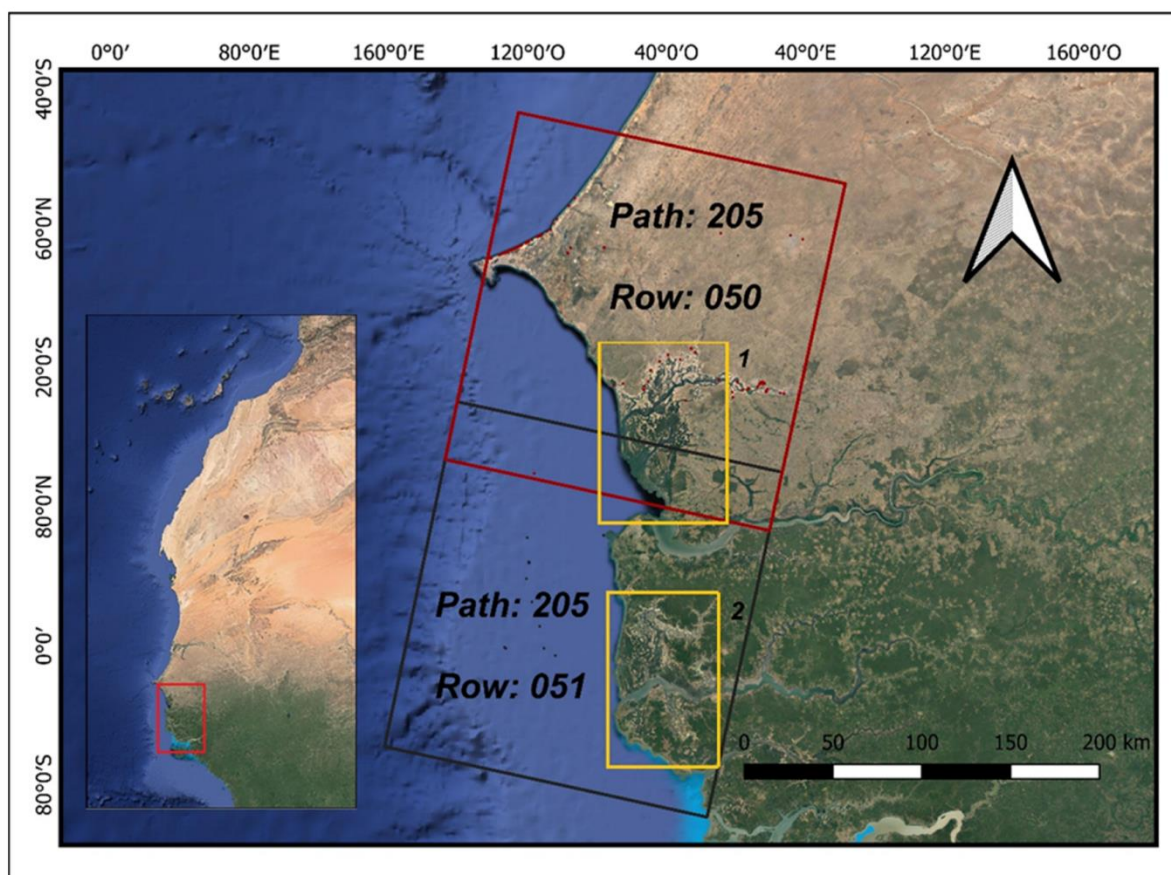


Figure 4.1. Localisation des mangroves dans le delta du Saloum (1) et l'estuaire de la Casamance (2) et zones d'étude.

Les rectangles rouges et noirs représentent l'étendue spatiale du Landsat. Les rectangles jaunes représentent l'étendue spatiale des deux zones de mangrove.

Trois espèces de mangroves sont localement dominantes dans ces deux hydrosystèmes : *Rhizophora racemosa* réside au point le plus bas et le plus fréquemment inondé de la zone de marée, *Avicennia germinans* occupe la zone de marée moyenne à supérieure, où la durée de l'inondation est la plus courte, et *Rhizophora mangle* se situe à l'intermédiaire entre ces deux conditions écologiques. Bien qu'elles varient dans leur abondance respective, ces trois espèces constituent les formations végétales de mangrove au Sénégal et peuvent être séparées en trois entités relativement homogènes. Les bords des canaux ou des vasières très fréquemment submergées sont occupés par une formation dense et élevée composée uniquement de *Rhizophora spp.* et dominée par *Rhizophora racemosa*. Ensuite, une mangrove basse et dense est dominée par *Rhizophora mangle*. Enfin, dans la zone de marée rarement inondée, une formation ouverte avec une fraction végétale inférieure contient un mélange de *Rhizophora mangle* et d'*Avicennia germinans*. Un gradient de valeurs spectrales

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

est régulièrement observé localement, qui, en fonction des indices, semble refléter dans une certaine mesure cette zonation.

4.2.2. Acquisition et prétraitement de données satellitaires

La zone d'étude est couverte par deux tuiles d'images Landsat obtenues auprès du Service Géologique des États-Unis (USGS) avec des références de chemins de 205 pour les deux régions et de rangées de 50 et 51 pour Saloum et Casamance, respectivement. Les images de réflectance de surface proviennent de la Collection 2 Level 2 de l'USGS et ont été produites en utilisant les algorithmes LaSRC et LEDAPS pour les données Landsat 8 OLI et Landsat 7 ETM+, respectivement (Tableau 4.1). Les deux ensembles d'images ont été corrigés des effets atmosphériques. Les images panchromatiques de la zone ont été acquises aux mêmes dates et ont été extraites de la Collection 2 Level 1, car elles n'étaient pas incluses dans la Collection 2 Level 2. Deux images Landsat 8 OLI ont été acquises le 18 décembre 2018 pour la date de fin de l'étude diachronique, et deux images Landsat ETM+ ont été acquises le 8 décembre 2000 pour la date initiale. Le mois de décembre a été choisi car il nous a permis de travailler avec des images sans couverture nuageuse et en proximité temporelle de la saison des pluies (de juin à septembre). Il existe un gradient dans la réflectance du proche infrarouge (NIR: 0.775–0.90 μm) d'est en ouest, qui augmente à mesure que la saison sèche progresse et offre une meilleure discrimination des formations végétales de mangrove. Les images ont été assemblées puis découpées pour obtenir les deux estuaires distincts et complets de mangroves.

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

Tableau 4.1. Résumé des capteurs et produits utilisés dans l'étude et de leurs caractéristiques correspondantes.

Dates of Acquisition by Path/Row					
205/50 and 205/51	Capture	Collection and Level of Product	Spatial Resolution	Bands	Spectral Range(µm)
08/12/2000	ETM+	C2/L2	30 m	1	0.45–0.515
		C2/L2	30 m	2	0.525–0.605
		C2/L2	30 m	3	0.63–0.69
		C2/L2	30 m	4	0.775–0.90
		C2/L2	30 m	5	1.55–1.75
		C2/L2	30 m	7	2.08–2.35
		C2/L1	15 m	8	0.52–0.9
18/12/2018	OLI	C2/L2	30 m	2	0.45–0.515
		C2/L2	30 m	3	0.525–0.600
		C2/L2	30 m	4	0.630–0.680
		C2/L2	30 m	5	0.845–0.885
		C2/L2	30 m	6	1.560–1.660
		C2/L2	30 m	7	2.100–2.300
		C2/L1	15 m	8	0.500–0.680

4.2.3. Pansharpening

Les formations végétales de mangrove se présentent sous forme de parcelles, chacune ayant ses propres caractéristiques morphologiques. La mangrove haute et dense, souvent située sur le bord du chenal, est une bande de végétation longue et étroite. Elle ne dépasse que rarement plusieurs dizaines de mètres de profondeur sur la plage. De ce point de vue, les données Landsat à une résolution de 30 mètres sont trop grossières pour discriminer les parcelles de mangrove haute et dense sur le bord du chenal avec une approche OBIA. Cependant, une approche OBIA utilisant des images Sentinel-2 à 10 mètres a montré une certaine robustesse (Lombard et al., sous presse). Un compromis a donc été trouvé en utilisant une méthode de fusion de pansharpening pour obtenir des images à une résolution de 15 mètres.

La méthode IHS (Intensité–Teinte–Saturation) a été choisie pour sa rapidité de mise en œuvre et les bons résultats qu'elle génère dans les calculs ultérieurs d'indices spectraux, tels que le NDVI (Johnson, 2014). De plus, il était important d'utiliser une méthode qui intègre à la fois des informations spectrales et spatiales en effectuant une addition plutôt qu'une multiplication pour le calcul des indices spectraux normalisés (Johnson, 2014). Bien que la

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

bande panchromatique ne couvre pas une plage spectrale aussi large, le pansharpening a été réalisé sur l'ensemble des bandes spectrales des images Landsat 7 ETM+ et Landsat 8 OLI.

4.2.4. Isoler la mangrove

Dans cette étude, une approche OBIA centrée uniquement sur les pixels de mangrove a été utilisée afin de maximiser le contraste spectral entre les formations de mangrove. À cette fin, une classification non supervisée a été réalisée pour regrouper les images en cinq classes: eau, mangrove, vasières, terre sèche non boisée et terre sèche boisée. L'eau et les vasières ont été désignées comme classes distinctes, car elles conditionnaient l'échantillonnage des régions de segmentation et étaient utilisées pour le démixage spectral. La classification de la terre boisée et non boisée sur le continent a permis de séparer certains pixels qui ne présentaient pas un contraste fort entre les vasières et la mangrove dense, respectivement. Quatre indices spectraux ont été créés, accélérant le processus de classification des différents masques en raison de leurs réponses spectrales contrastées aux différents états de surface discriminés (fig. 4.2). Le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), NDWI (Normalized Difference Water Index), MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index) and NDBI (Normalized Difference Built Index) ont été calculés selon les équations suivantes:

$$NDVI=(NIR-R)/(NIR+R)$$

$$NDWI=(NIR-SWIR)/(NIR+SWIR)$$

$$MNDWI=(Green-SWIR)/(Green+SWIR)$$

$$NDBI=(SWIR-NIR)/(SWIR+NIR)$$

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

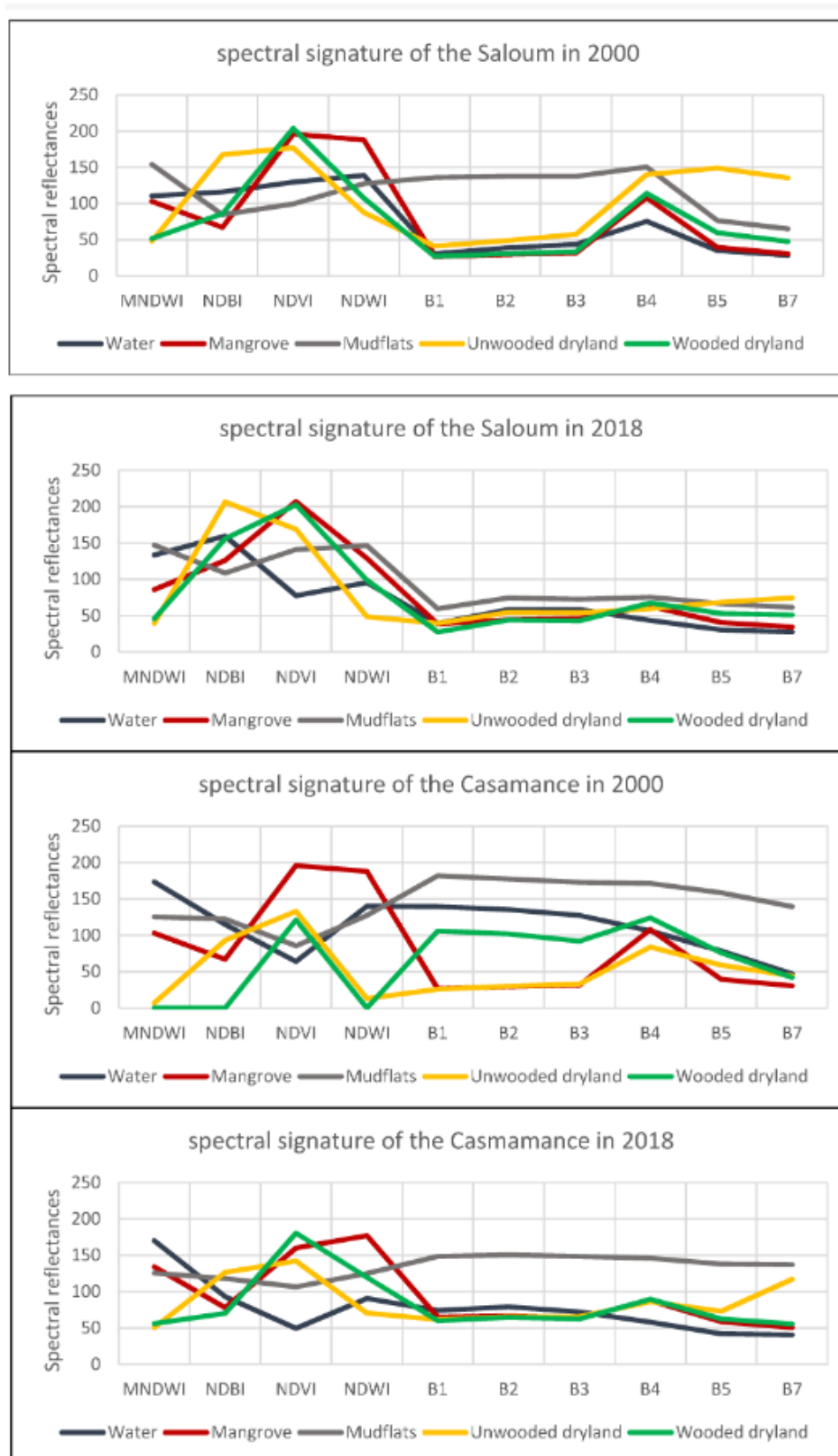


Figure 4.2. Signature spectrale des cinq classes de couverture terrestre. Les signatures spectrales ont été calculées sur chaque scène Landsat, aux deux dates et sur chaque zone. Les valeurs sur l'axe des y représentent la réflectance moyenne pour chaque classe.

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

4.2.5. Classifications emboîtées non supervisées

Les mangroves du Saloum et de la Casamance ont été cartographiées en utilisant une classification non supervisée avec l'algorithme ISODATA. La discrimination des surfaces de mangrove a été optimisée en utilisant des classifications empilées (Andrieu et al., 2019). L'indice spectral a permis une classification initiale relativement précise et l'extraction des masques initiaux. Les masques ont servi de base à une analyse en composantes principales, permettant d'augmenter les contrastes et la discrimination par une seconde classification ISODATA des composantes. Ces "sous-classes" ont également été analysées avec la courbe spectrale pour confirmer qu'elles étaient classées dans le bon type d'utilisation des terres, et si nécessaire, elles ont été réaffectées dans un processus de reclassification. Les résultats des classifications ont été utilisés pour extraire une image binaire (masque) des surfaces de mangrove, qui a été utilisée pour calculer la fraction de végétation et mettre en œuvre l'approche OBIA en utilisant uniquement ces pixels.

4.2.6. Démixage spectral linéaire et fraction végétale

Les signatures spectrales et les indices calculés pour le masque de mangrove mettent en évidence des différences locales qui reflètent la zonation des formations végétales de mangrove. Le NDVI s'est avéré être un moyen efficace de représenter cette distribution. Au-delà de sa structure locale, une structure régionale longitudinale a été observée. Localement, pour chaque formation végétale, le NDVI diminuait le long des zones de marée. La physiologie de la végétation changeait d'est en ouest et influençait les valeurs du NDVI. Ainsi, deux formations végétales différentes peuvent avoir la même valeur de NDVI en fonction de leur emplacement dans l'estuaire. De plus, comme le mentionnent les références (Taureau, 2017; Taureau et al., 2019), le NDVI dépend fortement des conditions atmosphériques et météorologiques antérieures à l'imagerie, ce qui peut biaiser la discrimination des formations végétales. Ces deux études ont obtenu la meilleure corrélation de la fraction de végétation en effectuant le démixage spectral linéaire (LSU) et le calcul de la fermeture du couvert végétal. La fraction de végétation est dérivée de la décomposition des pixels et de leur couverture fractionnelle de chaque membre extrême. La typologie des formations végétales de mangrove choisie ici dépend du degré de fermeture et justifie le choix de la LSU. De plus, les valeurs obtenues pour la fraction de végétation dépendent moins

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

des conditions environnementales et permettent une plus grande reproductibilité dans le temps.

Pour obtenir la fraction végétale et quantifier le degré de fermeture de la canopée de la mangrove, deux étapes étaient nécessaires. Tout d'abord, des spectres purs représentatifs ont été sélectionnés en tant que membres extrêmes, tels que de l'eau sombre non trouble, des vasières avec des caractéristiques d'humidité maximale et des zones de mangrove à activité photosynthétique maximale. Ensuite, la réflectance des pixels a été décomposée en fonction de ces spectres pour quantifier la proportion de membres extrêmes dans chaque pixel.

4.2.7. Sélection des endmembers

Par le biais de la sélection des membres extrêmes, le démixage spectrale linéaire (LSU) suppose que les valeurs des pixels peuvent être modélisées par la combinaison linéaire de différents spectres de couverture terrestre. Ici, on suppose qu'une formation végétale peut être discriminée par sa fraction de végétation, qui, dans les mangroves, est liée à ses fractions d'eau et de vasières. Trois membres extrêmes ont donc été retenus: eau, mangrove et vasières. Deux difficultés ont dû être prises en compte dans leur sélection. Tout d'abord, les membres extrêmes doivent avoir des caractéristiques radiométriques aux extrémités des spectres purs, et deuxièmement, les indicateurs utilisés pour les sélectionner doivent être simples afin d'assurer leur reproductibilité dans le temps. De ce point de vue, les spectres purs de la végétation ont été identifiés en fonction de la valeur maximale du NDVI des pixels de mangrove. La valeur maximale du NDWI, calculée pour le masque, a été obtenue pour les spectres purs de vasières. Le gradient des valeurs de NDWI sur les vasières est étroitement lié à leur durée d'immersion (Datta et al., 2021). Enfin, une classification en six classes du masque d'eau a été effectuée, et les pixels avec des signatures spectrales présentant la réflectance moyenne la plus faible ont été extraits pour le spectre d'eau pur. Ces pixels correspondent à de l'eau très profonde sans signes de turbidité.

4.2.8. OBIA

Ainsi, l'utilisation d'une approche OBIA est nécessaire pour discriminer les trois formations végétales de mangrove: la zonation des trois formations est présente à l'est et à l'ouest du Saloum et de la Casamance, tandis que les gradients locaux ne sont pas toujours aussi

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

prononcés le long de l'axe longitudinal. Ces légères variations locales ne peuvent pas être discernées par des approches basées sur les pixels, tandis que les approches OBIA utilisant des méthodes de segmentation d'images peuvent distinguer ces objets différents. L'algorithme de Watershed du logiciel Terrset 18.21 a été choisi pour effectuer la segmentation pour deux raisons. Tout d'abord, la végétation de mangrove varie le long de la zone de marée et des gradients environnementaux. Par conséquent, une approche basée sur les contours peut être utilisée pour quantifier ces transitions via une image de gradient et ainsi obtenir des données qui éclairent le choix des seuils de fusion des régions. Deuxièmement, les approches basées sur les régions sont très efficaces pour les images à texture élevée et haute résolution dans lesquelles les transitions des valeurs de luminance sont très progressives, ce qui n'est pas le cas avec les images à une résolution de 15 mètres. Les images de la fraction de végétation calculée par LSU montrent des contrastes locaux beaucoup plus marqués que le NDVI. Cela conduit à très peu de changement dans le nombre de segments générés à différents paramètres d'échelle. L'algorithme de Watershed calcule d'abord l'image de gradient (l'image de variance dans le cas d'IDRISI Terrset) puis délimite les régions à partir des minima locaux, où la ligne de partage est formée par des valeurs de variance élevées. L'algorithme permet de fusionner les régions en appliquant un critère de tolérance. Ici, aucune fusion n'a été effectuée car les contrastes ont permis d'obtenir des objets suffisamment différents pour révéler des formations végétales distinctes, limitant ainsi les contraintes imposées par une résolution de 15 mètres. Ensuite, les régions ont été sélectionnées pour entraîner un algorithme de classification supervisée. L'algorithme des k plus proches voisins (k-nearest neighbour algorithm - KNN) a été utilisé dans ce travail. Le KNN a obtenu un indice kappa supérieur au Random Forest ou au Maximum Likelihood, il a donc été choisi pour la classification. La classification des formations végétales a été évaluée en sélectionnant des régions et en les comparant avec des images Google Earth (GE) de très haute résolution. Dans ce travail, nous avons identifié les formations végétales de mangrove comme suit:

- La mangrove riveraine haute dominée par *Rhizophora racemosa*: Mangrove haute.
- La mangrove basse et dense dominée par *Rhizophora mangle*: Mangrove basse et dense.
- La mangrove basse et ouverte avec un mélange de *Rhizophora mangle* et d'*Avicennia germinans*: Mangrove basse et ouverte.

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

Les formations végétales de mangrove ont différentes caractéristiques, principalement liées à la hauteur, au degré de fermeture de la canopée et à l'hétérogénéité de la couverture végétale et de la couleur. Ces attributs sont identifiables dans une image de très haute résolution et permettent la photo-interprétation (fig 4.3). Cependant, le manque d'images de très haute résolution pour l'année 2000 a empêché la comparaison et la validation des cartes de 2000. L'indice kappa n'a pu être calculé que pour les images de 2018 pour la comparaison avec l'image Google Earth (GE).

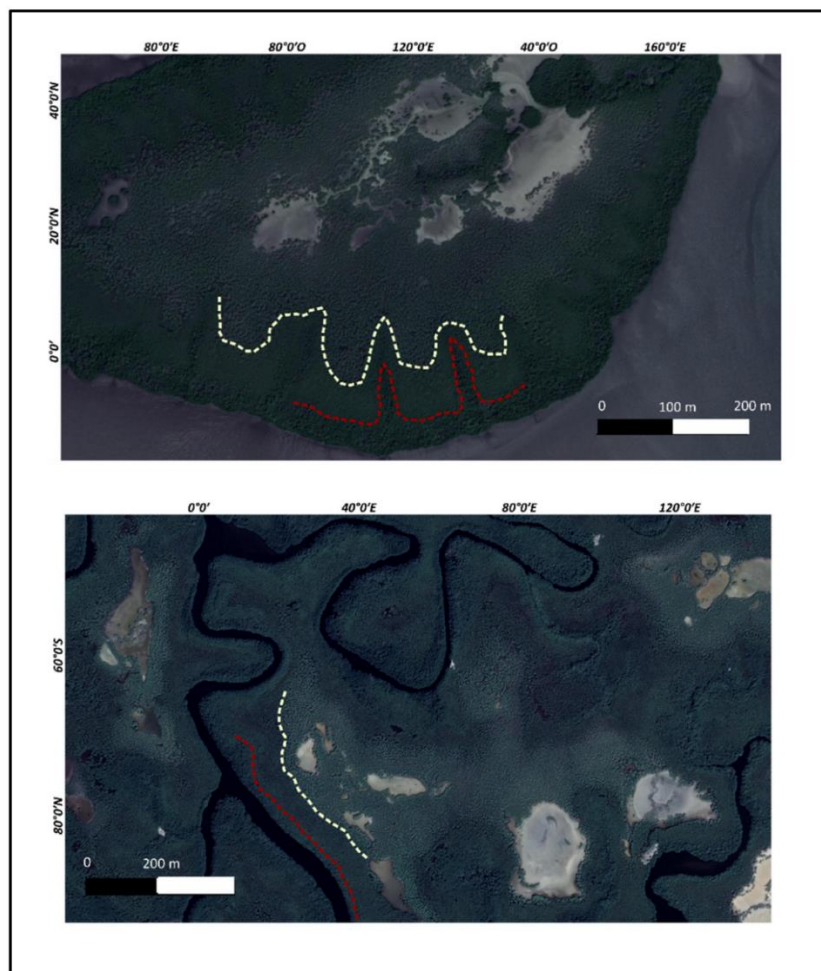


Figure 4.3. Image Google Earth (GE) à très haute résolution pour la photo-interprétation des trois formations végétales.

Le haut est une zonation au Saloum et le bas est en Casamance. La ligne rouge symbolise l'interface entre les mangroves hautes et denses et les mangroves basses et denses. La ligne blanche symbolise l'interface entre la mangrove basse et dense et la mangrove basse et ouverte.

Pour surmonter cet obstacle et sélectionner les parcelles d'entraînement pour la classification supervisée des images de l'année 2000, des régions stables entre 2000 et 2018 ont été

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

sélectionnées. L'avantage de la LSU est qu'elle est moins sensible à la phénologie que le NDVI (Taureau, 2018). Bien que peu d'études aient testé l'effet saisonnier de l'indice de fraction de végétation en un seul site, nous avons supposé que si une région n'a pas connu de changement dans la densité de sa couverture végétale, il est très peu probable que la formation végétale ait changé. Premièrement, il faut trouver les segments de même forme spatiale et extension sur les deux scènes. Deuxièmement, ces zones ne doivent pas avoir subi de changements significatifs dans leur couverture végétale. Par conséquent, la différence dans la fraction de végétation a été calculée pour mettre en évidence les zones de stabilité qui n'ont ni canopée ouverte ni fermée. Les segments avec une différence de fraction de végétation entre -0,10 (diminution négligeable) et 0,10 (augmentation négligeable) ont été conservés. Ils peuvent donc être considérés comme les formations végétales stables entre 2000 et 2018. Enfin, au sein de ces segments, une sélection aléatoire a été effectuée, mais seulement au sein de ceux dont la végétation restait identifiable dans les images de très haute résolution de 2018 (fig. 4.4). Nous avons réalisé une partition aléatoire pour les segments d'entraînement et de validation de la classification (Tableau 4.2).

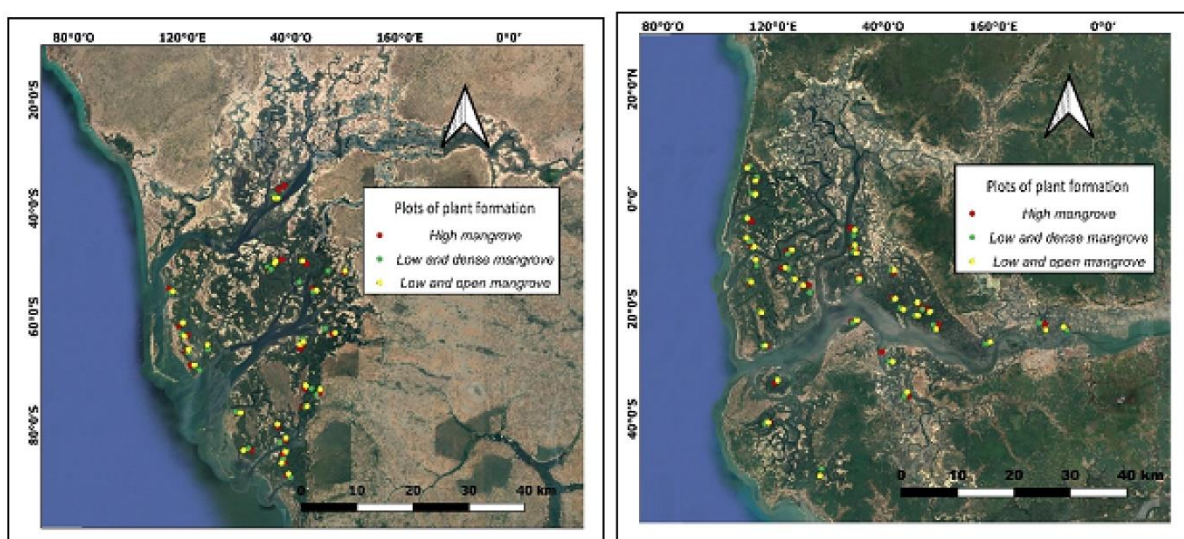


Figure 4.4. Répartition des échantillons de validation pour la classification de la zonation des mangroves (gauche : Saloum ; droite : Casamance).

Tableau 4.2. Récapitulatif de la partition pour les données d'entraînement et de validation de la classification (en pixels).

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

	Saloum		Casamance	
	Entraînement	Contrôle	Entraînement	Contrôle
haute mangrove	1109	1055	1812	1335
mangrove basse et dense	1827	891	2213	2344
Mangrove basse et ouverte	1382	1002	2620	1863
Total (pixels)	7266		12 187	

L'organigramme de la figure 4.5 compile les différentes étapes de la chaîne méthodologique.

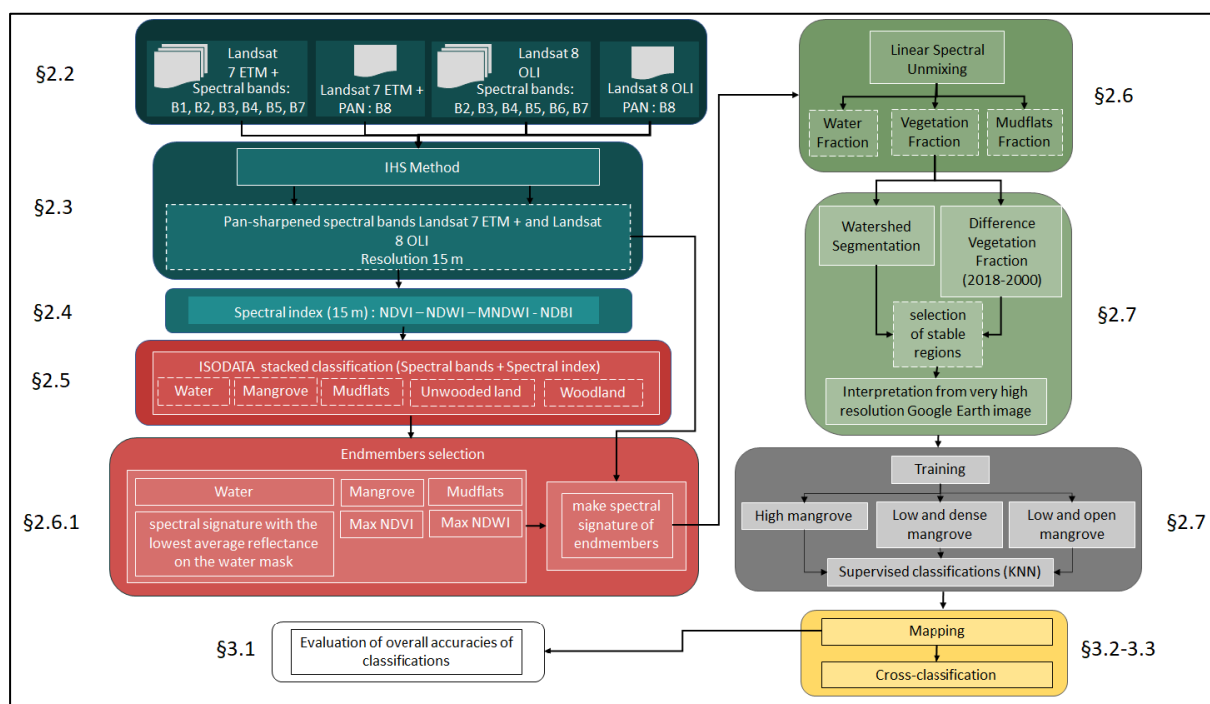


Figure 4.5. Organigramme méthodologique pour cartographier les changements de zonation de la mangrove.

4.2.9. Cartographie des trajectoires spatio-temporelles

Les différents changements cartographiés sont restés difficiles à interpréter sur une carte à l'échelle régionale et n'ont pas révélé les processus dynamiques à l'œuvre dans la mangrove. Par conséquent, une cartographie basée sur la fréquence locale et la part relative de chaque changement important dans la dynamique locale a été entreprise. Ainsi, au sein d'une grille de résolution de 5 km, la densité de pixels de chaque classe de transition, ainsi que sa contribution en pourcentage, ont été calculées.

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

4.3 Résultats

4.3.1. Évaluation de la précision

Les précisions pour les mangroves du Saloum (Tableau 4.3) et de la Casamance (Tableau 4.4) sont de 80 % et 83 %, respectivement (Tableau 4.5). Selon Land et Koch (1977), ces valeurs indiquent une bonne discrimination. Les classifications sont donc acceptables dans le Saloum et la Casamance. Ces indices Kappa ont été calculés uniquement sur les parcelles de validation de 2018 identifiées sur Google Earth (GE) comme étant des images de très haute résolution. Néanmoins, les contributions des formations végétales à la précision globale diffèrent entre ces deux zones. Dans les deux cas, la mangrove basse et dense représente la majorité des erreurs. Il y a 27 % d'erreurs d'omission dans le Saloum et 13 % en Casamance. Les erreurs de commission sont de 13 % pour le Saloum et de 9 % pour la Casamance. Son interface, dans la zone de marée moyenne, en est probablement la cause. Dans le Saloum, la confusion majeure se situe à son interface avec la mangrove haute et dense du bord du chenal. Cependant, la mangrove basse et dense est principalement confondue non pas avec la mangrove haute du bord du chenal dans le Saloum, mais avec la mangrove basse ouverte et mixte en Casamance. En Casamance, les erreurs sont également réparties entre les deux formations végétales à l'interface. De plus, la mangrove basse ouverte et mixte obtient des scores de discrimination presque équivalents sur les deux cartes.

Tableau 4.3. Matrice de confusion pour la classification de la zonation des mangroves du Saloum (vérité terrain dans les lignes et images catégorielles dans les colonnes).

Saloum	High Mangrove	Low and Dense Mangrove	Low and Open Mangrove	Total	Commission
High mangrove	983	236	2	1221	0.19
Low and dense mangrove	58	646	47	751	0.13
Low and open mangrove	14	8	924	946	0.02
Total	1055	891	1002	2948	
Omission	0.06	0.27	0.07		0.13

Tableau 4.4. Matrice de confusion pour la classification de la zonation des mangroves de la Casamance (vérité terrain dans les lignes et images catégorielles dans les colonnes).

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

Casamance	High Mangrove	Low and Dense Mangrove	Low and Open Mangrove	Total	Commission
High mangrove	1202	128	2	1332	0.09
Low and dense mangrove	90	2033	133	2256	0.09
Low and open mangrove	43	177	1696	946	0.11
Total	1335	2344	1863	5542	
Omission	0.09	0.13	0.08		0.11

Tableau 4.5. Statistiques Kappa de la classification de la zonation des mangroves

Overall Accuracy	Kappa
Saloum 2018	0.80
Casamance 2018	0.83

Il était difficile d'inventorier les parcelles de vérité terrain des changements. Dans cette étude, les parcelles de vérité terrain ont été collectées uniquement en 2018 par l'interprétation photographique d'images de Google Earth (GE). Les parcelles de vérité terrain sont dérivées des objets détectés avec l'approche OBIA. Elles sont de tailles variables, ce qui rend difficile leur partitionnement par proportions. Nous avons choisi de sélectionner de manière aléatoire les objets utilisés pour l'entraînement et la validation. Le partitionnement de l'ensemble de données a également été effectué de manière aléatoire. L'objectif du tableau 4.6 est d'évaluer l'incertitude des résultats due à l'échantillonnage. Nous avons suivi les recommandations de Olofon et al. (2014) pour évaluer l'exactitude et les intervalles de confiance des classes de la carte.

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

Tableau 4.6. Différences entre les zones cartographiées et les estimations de superficie de la formation végétale et relation avec la marge d'erreur relative.

Saloum 2018	Mapped (ha)	Estimated (ha)	Relative Difference	MoE at 95% Confidence
High and dense mangrove	13,549	7603	78%	91%
Low and dense mangrove	30,962	16,829	84%	41%
Low and open mangrove	18,770	21,719	-14%	32%
Casamance 2018	Mapped (ha)	Estimated (ha)	Relative Difference	MoE at 95% Confidence
High and dense mangrove	10,943	10,941	0%	61%
Low and dense mangrove	33,689	24,450	38%	27%
Low and open mangrove	36,221	23,575	54%	28%

Les marges d'incertitude sont importantes pour la classe de mangrove haute et dense, mais restent plus petites pour la classe de mangrove basse et dense ainsi que pour la classe de mangrove basse et ouverte. Les marges d'incertitude les plus petites concernent les classes les plus impliquées dans les cartes de changement développées dans cette étude.

4.3.2. Contribution des formations végétale au changement global des surfaces

4.3.2.1. Réorganisation des surfaces

Depuis les années 2000, les zones de mangrove ont augmenté dans les deux principaux hydrosystèmes du Sénégal. On observe une augmentation de 5330 hectares dans le delta du Saloum et de 11 614 hectares dans l'estuaire de Casamance. Ces augmentations résultent de la différence entre les gains et les pertes de surface. La mangrove du Saloum a connu une perte de 2996 hectares de sa superficie. En Casamance, la perte s'élève à 5118 hectares. Les taux de changement de la superficie de mangrove entre 2000 et 2018 ont atteint 8,4% pour le Saloum et 17,25% pour Casamance. De ces changements, la colonisation des vasières entre les deux dates représente 87% de l'augmentation de la superficie dans le Saloum (Figure 4.6), tandis que la fermeture des bolongs, les nouvelles sédimentations et les vasières inondées ont contribué à hauteur de 10% des nouveaux gains de mangrove. En Casamance, la proportion d'expansion spatiale sur les vasières stables a été estimée à 56%, et à 34% pour la

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

fermeture des bolongs ou la colonisation de nouvelles sédimentations et vasières inondées (Figure 4.6).



Figure 4.6. Changement d'occupation du sol et contribution des classes au changement de superficie entre 2000 et 2018 au Saloum (a) et en Casamance (b).

Ainsi, la mangrove du Saloum connaît une tendance croissante significative des vasières à l'interface avec les marais salants. C'est également le cas en Casamance, mais dans une moindre mesure. En effet, la colonisation des vasières situées dans la zone de marée basse représente une part importante de l'augmentation.

De plus, au sein des mangroves du Sénégal, les modalités des augmentations diffèrent. En effet, les formations végétales de mangrove ne contribuent pas de la même manière aux changements observés en Casamance et dans le Saloum (Figure 4.7). La mangrove basse et dense connaît une augmentation importante dans le Saloum. Elle occupait un tiers de la

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

superficie de la mangrove en 2000 et en occupe désormais la moitié. En revanche, la mangrove basse et ouverte était la principale formation végétale en 2000 (51%) et représente actuellement 25% de la superficie de la mangrove dans le Saloum. En Casamance, la mangrove basse et dense a connu une augmentation modérée, passant de 36% à 40% de la superficie de la mangrove.

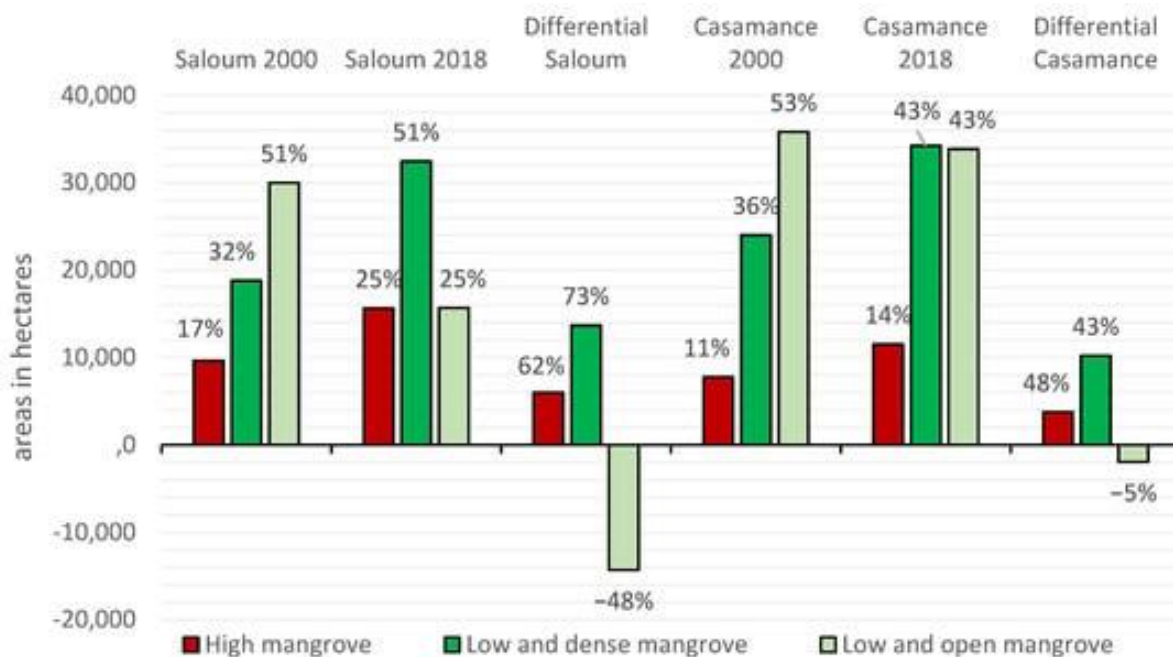


Figure 4.7. Évolution des superficies des formations de mangrove entre 2000 et 2018 au Saloum et en Casamance.

4.3.2.1. Conversion de surfaces

La matrice des changements fournit une compréhension plus détaillée de cette réorganisation spatiale. Les résultats indiquent que la densification des zones de mangrove basse et ouverte est l'un des principaux facteurs (Tableau 4.7 et Tableau 4.8) qui expliquent la dynamique globale de changement dans le processus de régénération des deux régions. Cependant, cette densification est plus prévalente dans le Saloum, représentant plus de 20% des changements observés, tandis qu'elle s'élève à 15% en Casamance. Cependant, cette dernière montre également des gains beaucoup plus importants en mangrove basse et ouverte (13,5%) par rapport au Saloum (6,5%). L'ouverture de la canopée reste faible et relativement similaire entre les différentes formations de mangrove des deux régions. L'ouverture de la mangrove basse et dense est plus importante en Casamance. Enfin, une dernière différence entre les deux régions concerne les zones stables de la mangrove basse et ouverte. Dans la cartographie des changements, elles représentent environ 15% dans le

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

Saloum, contre un peu plus de 20% en Casamance. Il est donc nécessaire de comprendre dans quelle mesure ces noyaux stables ont contribué à la dynamique de l'expansion spatiale des mangroves dans les hydrosystèmes.

Tableau 4.7. Matrice de transition pour les classes de zonation des mangroves dans le Saloum

Saloum	Pas de mangrove	Haute mangrove	Mangrove basse et dense	Mangrove basse et ouverte	Total
Pas de mangrove		323 hectares	426 hectares	2248 hectares	2996 hectares
Haute mangrove	1310 hectares	6246 ha	3925 ha	4050 ha	15 631 ha
Mangrove basse et dense	2534 ha	3000 ha	13 148 ha	13 764 ha	32 446 ha
Mangrove basse et ouverte	4382 hectares	73 hectares	1287 hectares	9923 hectares	15 665 ha
Total	8326 ha	9641 ha	18 786 ha	29 986 ha	



















Légende	
	Diminution de l'extension spatiale impliquant des mangroves élevées dominées par <i>Rhizophora racemosa</i>
	Diminution de l'extension spatiale impliquant des mangroves basses et denses dominées par <i>Rhizophora mangle</i>
	Diminution de l'extension spatiale impliquant des mangroves basses, ouvertes et mixtes dominées par <i>Rhizophora mangle</i> et <i>Avicennia germinans</i>
	Ouverture dans le couvert végétal
	Augmentation de l'extension spatiale impliquant des mangroves élevées dominées par <i>Rhizophora racemosa</i>
	Augmenter l'extension spatiale impliquant des mangroves basses et denses dominées par <i>Rhizophora mangle</i>
	Augmenter l'extension spatiale impliquant des mangroves basses, ouvertes et mixtes dominées par <i>Rhizophora mangle</i> et <i>Avicennia germinans</i>
	Densification du couvert végétal
	Stabilité du couvert végétal

Tableau 4.8. Matrice de transition pour la classe de zonage des mangroves en Casamance

Casamance	Pas de mangrove	Haute mangrove	Mangrove basse et dense	Mangrove basse et ouverte	Total
Pas de mangrove		70 hectares	436 hectares	4611 ha	5118 ha
Haute mangrove	884 hectares	4659 ha	4336 ha	2262 hectares	12 242 ha
Mangrove basse et dense	4284 ha	3263 ha	15 574 ha	12 370 ha	35 491 ha
Mangrove basse et ouverte	11 464 ha	124 hectares	3472 ha	17 364 ha	32 424 ha
Total	16 732 ha	8116 ha	23 819 ha	36 607 ha	

Légende	
	Diminution de l'extension spatiale impliquant des mangroves élevées dominées par <i>Rhizophora racemosa</i>
	Diminution de l'extension spatiale impliquant des mangroves basses et denses dominées par <i>Rhizophora mangle</i>
	Diminution de l'extension spatiale impliquant des mangroves basses, ouvertes et mixtes dominées par <i>Rhizophora mangle</i> et <i>Avicennia germinans</i>
	Ouverture dans le couvert végétal
	Augmentation de l'extension spatiale impliquant des mangroves élevées dominées par <i>Rhizophora racemosa</i>
	Augmenter l'extension spatiale impliquant des mangroves basses et denses dominées par <i>Rhizophora mangle</i>
	Augmenter l'extension spatiale impliquant des mangroves basses, ouvertes et mixtes dominées par <i>Rhizophora mangle</i> et <i>Avicennia germinans</i>
	Densification du couvert végétal
	Stabilité du couvert végétal

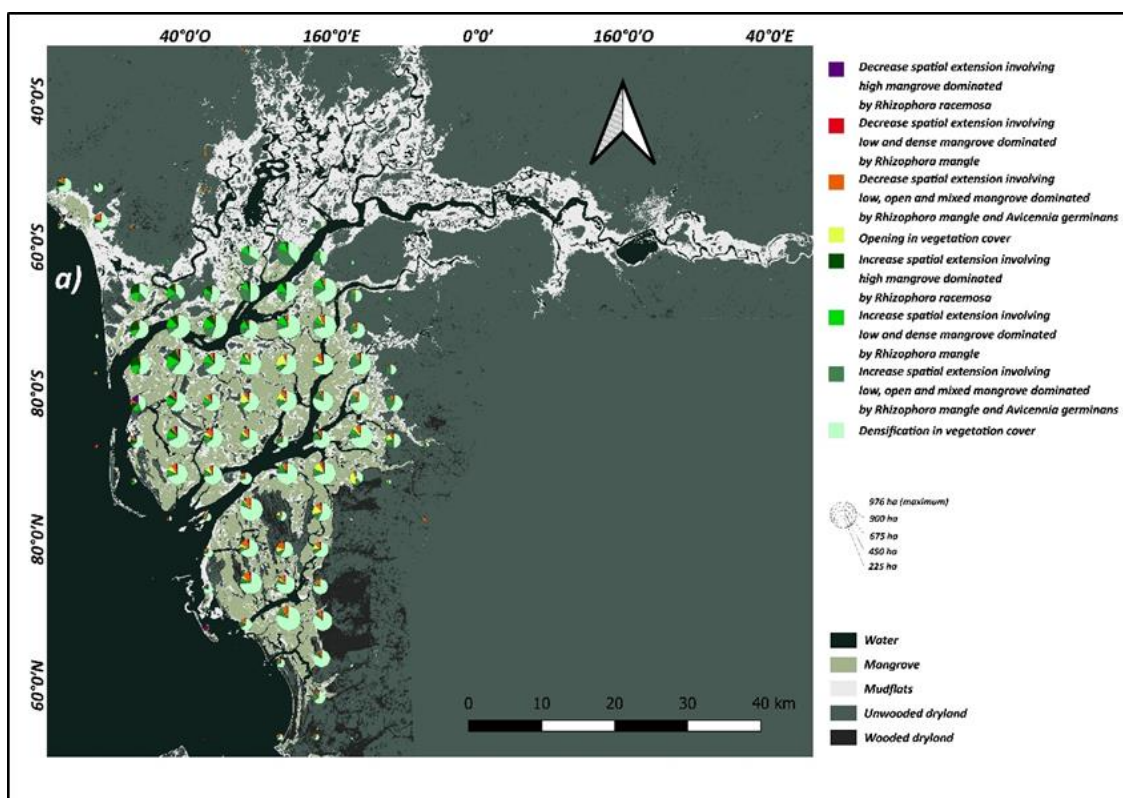
Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

4.3.3. Analyse spatiale des changements

4.3.3.1. Cartes récapitulatives de la régénération

L'analyse quantitative révèle des dynamiques contrastées entre le Saloum et la Casamance. Tout d'abord, la colonisation de la mangrove haute est uniforme en Casamance, tandis qu'elle est concentrée uniquement dans la partie nord-ouest du Saloum. Cette colonisation semble se produire sur les vasières disponibles au bord des chenaux. La basse Casamance semble disposer de vasières disponibles avec une salinité modérée dans tout son estuaire. Le Saloum semble n'avoir de nouvelles vasières viables que dans la région ayant connu une intrusion d'eau de mer et des apports sédimentaires liés à la rupture de la flèche de Sangomar.

L'expansion spatiale de la mangrove basse et ouverte a eu une contribution de plus en plus importante à un gradient sud-nord dans le Saloum et à un gradient aval-amont pour la Casamance (Figure 4.8).



Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

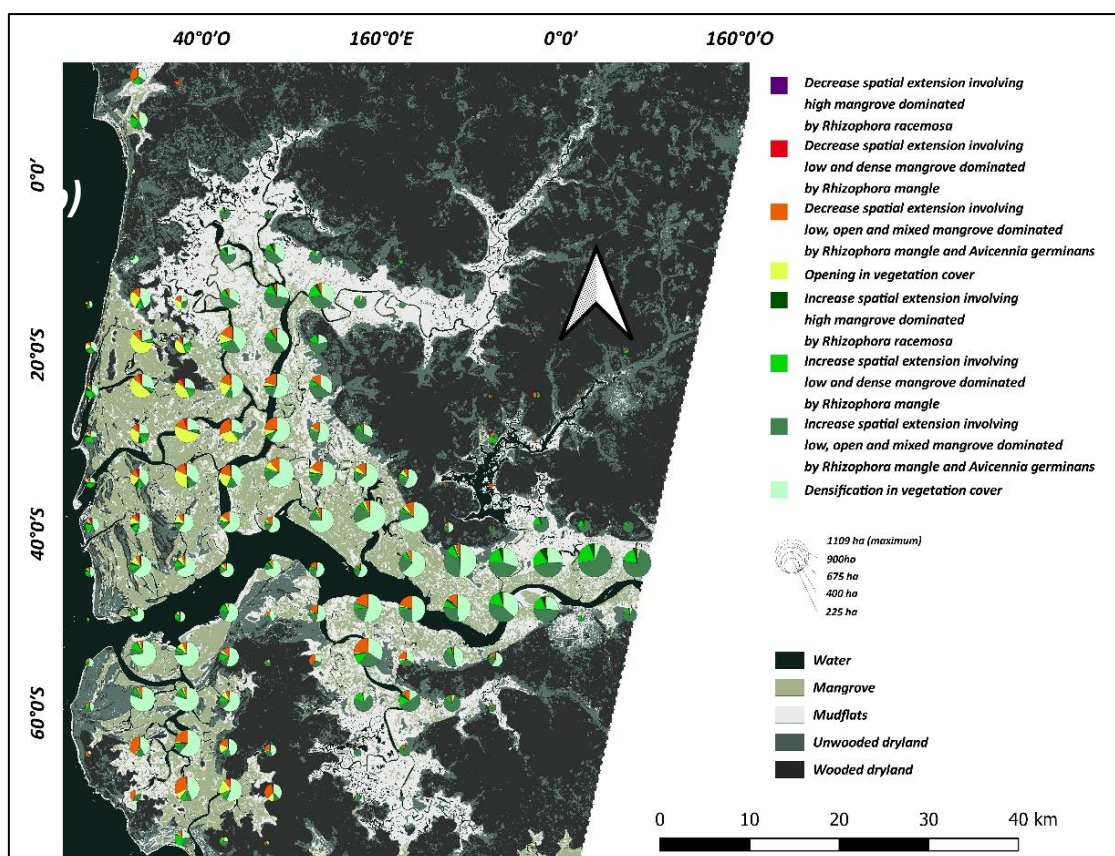


Figure 4.8. Synthèse des principales dynamiques des surfaces de mangrove dans le processus de changement : (a) Saloum et (b) Casamance (les tailles relatives des symboles indiquent l'importance des zones de mangrove incluses dans la dynamique locale).

La mangrove basse et ouverte constitue un indicateur des fronts de mangrove à l'interface avec les marais salants, car elle présente un faible degré de fermeture de la canopée, ce qui peut indiquer une mangrove jeune ou une mangrove à la limite de son habitat. Le nord du Saloum semble être un endroit propice à la colonisation de la mangrove. Les mangroves présentes au sud du Sine-Saloum deviennent plus denses et colonisent très peu de nouvelles vasières. La mangrove basse et ouverte occupe souvent la plus grande proportion des formations végétales contribuant à l'expansion spatiale de la mangrove dans les zones amont de l'estuaire.

Enfin, la densification de la mangrove, c'est-à-dire le passage d'une mangrove basse et ouverte à une mangrove basse et dense, s'intensifie selon un gradient amont-aval dans l'estuaire de la Casamance, contrairement au Saloum où la densification est répartie uniformément et contribue substantiellement à la résilience de la mangrove.

4.3.3.2. Path Dependence

Dans cette étude, les dynamiques spatiotemporelles de la mangrove ont été évaluées à l'aide d'une matrice de transition, mais également par des analyses spatiales et une morphologie mathématique. En plus des changements quantitatifs, les traitements ont cherché à mesurer dans quelle mesure la structure spatiale préexistante de la mangrove conditionnait les dynamiques des formations végétales: l'effet de « *path dependence* ». D'une part, nous avons mesuré le pourcentage d'extension spatiale des formations végétales en contiguïté avec les formations végétales déjà présentes. D'autre part, nous avons également analysé et quantifié, grâce à des reconstructions géodésiques, la proportion de chaque gain en contiguïté avec les pixels où des réorganisations de la mangrove ont été détectées. L'hypothèse ici est que les dynamiques à l'œuvre dans les zones de mangrove stables peuvent éventuellement conditionner l'extension spatiale de la mangrove.

Dans la majorité des cas, la nouvelle augmentation des formations végétales n'est pas contiguë aux formations végétales préexistantes (Figure 4.9), sauf pour la mangrove basse et ouverte dans le Saloum, qui grandit essentiellement en contact avec ses noyaux stables. La proportion de gains isolés en Casamance (72,5%) est bien supérieure à celle du Saloum (47%). La densification a joué un rôle important dans l'expansion de la mangrove basse et dense dans le Saloum (13,75%), tandis qu'elle n'est pas la principale force motrice derrière l'augmentation de cette même classe en Casamance (3,5%). Les noyaux stables de la classe de mangrove basse et ouverte semblent conditionner de manière significative la distribution spatiale de cette classe tant dans le Saloum (27,2%) que dans la Casamance (19,50%). L'augmentation de la superficie de mangrove dans cette dernière est donc principalement conditionnée par la colonisation isolée ou par la propagation du front de mangrove basse et ouverte. Le Saloum se distingue par des proportions similaires de gains nouveaux isolés et contigus.

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional



Figure 4.9. Contribution des dynamiques à la diffusion contiguë des zones de mangrove (les proportions et contributions ont été évaluées et calculées par rapport aux superficies totales des gains respectivement dans les mangroves du Saloum et de la Casamance).

4.4 Discussion

4.4.1. Marge de précision et d'incertitude

Les applications précédentes de la même méthode de classification empilée non supervisée utilisant des images Landsat ont abouti à des indices Kappa de plus de 0,95 pour la cartographie binaire mangrove/non-mangrove pour la Casamance et le Saloum (Andrieu, 2018). L'application de l'OBIA en utilisant des images Landsat fusionnées pour la cartographie des formations végétales a donné des indices Kappa de 0,83 et 0,80 pour la Casamance et le Saloum. Ces valeurs sont satisfaisantes par rapport aux résultats rapportés dans la littérature. En effet, les cartes des formations végétales de mangrove obtenues par classification pixel supervisée ou non supervisée avec des images de résolutions spatiales similaires ou supérieures avaient des indices Kappa plus faibles (Wang et al., 2018; Taureau, 2017). Selon Taureau (2017), l'OBIA se comporte également bien (Kappa = 0,83) avec les images RapidEye (6,5 m/RGB + Rededge + Infrarouge proche) et les images Pleiades MS (2 m/RGB + Infrarouge proche). Les approches OBIA avec des images Landsat ont précédemment produit des indices Kappa allant de 0,54 à 0,67. Dans une étude utilisant des images Sentinel-2, Lombard et al.

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

(sous presse) ont obtenu des indices Kappa autour de 0,9 pour cartographier les formations végétales sur la même région. Les images Sentinel-2 semblaient réduire la marge d'erreur de près de 10% par rapport aux images Landsat panchromatiques. Par conséquent, le satellite Sentinel-2 pourrait être d'une grande aide à l'avenir pour surveiller les mangroves afin de guider les politiques de gestion dans les pays où se trouvent les mangroves.

Sur la base des contrastes qu'il génère, l'indice de fraction de végétation semble augmenter la capacité à discriminer les formations végétales dans les images Landsat fusionnées. Néanmoins, il existe une marge d'erreur de 20 % qui nécessite la qualification de certains résultats de classification. Dans le Saloum, la confusion entre la mangrove élevée dominée par *Rhizophora racemosa* et la mangrove basse et dense dominée par *Rhizophora mangle* représente 19 % des erreurs de commission pour la classe de mangrove élevée dominée par *Rhizophora racemosa* et 27 % des erreurs d'omission pour la classe de mangrove basse et dense dominée par *Rhizophora mangle*. Par conséquent, la densification de *Rhizophora mangle*, qui semble être le principal moteur du changement dans le Saloum, pourrait avoir été sous-estimée. Cependant, les taux de mauvaise classification restent relativement faibles pour les formations végétales les plus dynamiques au sein des deux régions de mangrove du Sénégal. En effet, les fréquences de confusion entre la mangrove basse et dense dominée par *Rhizophora mangle* et la mangrove basse et ouverte demeurent dans la plage acceptable. La principale conclusion de cette étude est la confirmation de la dynamique de la mangrove dans la zone de marée supérieure. En revanche, les résultats n'éliminent pas les incertitudes liées à la discrimination de la hauteur de la canopée, qui est à la base de la séparation entre la mangrove élevée dominée par *Rhizophora racemosa* et la mangrove basse et dense dominée par *Rhizophora mangle*, en particulier dans l'ouest des deux régions. Cependant, les conclusions sur les transitions de ces deux formations végétales ne sont pas incluses dans cet article. Une façon d'assurer encore plus de robustesse et de réduire de telles inexactitudes aurait pu consister en une analyse de séries temporelles, mais une telle méthode diffère considérablement de celle utilisée ici.

4.4.2. Résumé des trajectoires du processus de régénération des mangroves: densification au Saloum et colonisation en Casamance

Les mangroves au Sénégal ont connu une expansion spatiale indéniable entre 2000 et 2018. Ces résultats confirment les conclusions précédentes pour le Saloum (Sakho et al., 2011; Dieye et al., 2013; Fent et al., 2019; Andrieu et al., 2020) et la Casamance (Conchedda et al., 2008; Solly et al., 2018; Fent et al., 2019; Soumaré et al., 2020). La méthode mise en œuvre dans ce travail a pu quantifier les changements dans la superficie des mangroves avec un niveau de détail plus fin. Cette cartographie a révélé des trajectoires contrastées entre le Saloum et la Casamance.

Les formations végétales ne contribuent pas de manière égale à l'augmentation de la superficie dans les deux hydrosystèmes: un processus de densification est principalement observé dans le Saloum, tandis que la colonisation joue un rôle important en Casamance. Premièrement, la classe de mangrove basse et dense est caractérisée par une couverture quasi-monospécifique de *Rhizophora mangle*. Cette formation végétale a une densité élevée d'individus et une canopée dense et fermée. En revanche, la classe de mangrove basse et ouverte est caractérisée par une densité d'individus plus faible. Par conséquent, les transitions observées dans cette étude indiquent une augmentation de la densité d'individus dans le Saloum, car les pixels détectés comme mangrove basse et ouverte en 2000 se sont transformés en mangrove basse et dense en 2018. On peut observer la même tendance en Casamance, mais dans une moindre mesure. La reproduction et la colonisation de *Rhizophora mangle* semblent donc être importantes. La proportion de formation végétale dans les zones de mangrove s'est inversée dans le Saloum, démontrant la vitalité de *Rhizophora mangle*, qui occupe désormais la majeure partie du delta. Cette observation est cohérente avec les analyses de la dynamique des populations (Andrieu et al., 2020). En Casamance, un processus de densification est également en cours. Cependant, contrairement au Saloum, la mangrove basse et ouverte reste stable dans ces proportions, démontrant ainsi un processus actif de colonisation.

En Casamance, les contributions des changements dans la densification et l'augmentation de la mangrove sont presque identiques. En revanche, la contribution de la densification aux changements observés est trois fois plus élevée dans le Saloum que dans la Casamance. Il

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

semble donc que les conditions dans le Saloum soient favorables à la reproduction des mangroves, car elles sont capables de se densifier et de croître sur les vasières. Néanmoins, ces proportions beaucoup plus faibles de nouveaux gains dans le Saloum soulèvent des questions sur la mesure dans laquelle différentes espèces contribuent à la dynamique de la classe de mangrove basse et ouverte. En effet, une étude précédente (Lombard et al., 2020) a identifié plusieurs lacunes entre les sites dans la régénération d'*Avicennia germinans* dans le Saloum. La seule trace de régénération de l'espèce était la reprise de souche. Les résultats de télédétection présentés ici corroborent ces observations à l'échelle régionale. Bien que *Rhizophora mangle* soit la seule espèce à participer aux dynamiques de progression dans le Saloum, elle est moins active que dans la Casamance, où deux espèces participent à l'expansion de la superficie. De plus, une grande proportion de l'augmentation de la mangrove basse et dense dans le Saloum (13,75 %) est en contact avec les noyaux de densification qui occupent déjà environ 20 % de la superficie de la mangrove. Dans le Saloum, *Rhizophora mangle* a occupé au moins deux fois plus de vasières viables qu'*Avicennia germinans* entre 2000 et 2018.

En résumé, les résultats suggèrent qu'en l'absence de reproduction d'*Avicennia germinans* dans le Saloum, la classe de mangrove basse et ouverte connaît une densification progressive de *Rhizophora mangle*. Cela induit une rétroaction positive dans laquelle ce peuplement dense monospécifique favorise également la colonisation monospécifique des vasières en l'absence de suffisamment d'*Avicennia germinans*. De plus, la présence significative de rejets de souche d'*Avicennia germinans* dans le Saloum (Andrieu et al., 2020; Lombard et al., 2020) pourrait expliquer la stabilité significative de la mangrove basse et ouverte dans cette région. La cartographie de ces dynamiques confirme les observations précédentes aux échelles locale et régionale (Andrieu et al., 2020; Lombard et al., 2020). Par conséquent, les formations végétales cartographiées dans cette étude peuvent être considérées comme la représentation spatiale des processus biologiques à l'œuvre dans l'écosystème. Les efforts doivent désormais être dirigés vers la compréhension de ces facteurs de résilience, qui conduisent à des trajectoires contrastées entre le Saloum et la Casamance. En somme, deux différences peuvent être observées dans les dynamiques qui participent à l'expansion spatiale des mangroves au Sénégal. La première concerne la proportion de gain de la classe de mangrove basse et dense et, par conséquent, de *Rhizophora mangle*. Dans le Saloum, l'espèce

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

colonise les vasières près des endroits où elle devient dense. En Casamance, l'espèce se propage vers des endroits où les mangroves n'étaient pas nécessairement présentes auparavant ou pousse de manière sporadique, laissant quelques petites discontinuités dans la couverture végétale. La deuxième différence est observée dans les proportions respectives des nouveaux gains isolés dans les régions. Elle est beaucoup plus élevée en Casamance qu'en Saloum.

4.4.3. Facteurs de la dynamique des formations végétales

La proportion de gains isolés reflète l'opportunisme de la mangrove ou la présence de régénération assistée. Les reconstructions géodésiques ne tolèrent aucune discontinuité de pixel. Par conséquent, un écart de 15 m entre une formation végétale existante et une colonisation provoque la classification de cette augmentation de surface comme isolée. Cependant, l'expansion des mangroves inclut non seulement les barochores, mais aussi les hydrochores (Hogarth, 2007). Les marées peuvent transporter des propagules vers des positions plus élevées dans les vasières de la zone intertidale, les éloignant considérablement des individus dont elles proviennent (Hogarth, 2007). Cela peut expliquer les nouveaux gains qui ne sont pas contigus avec les formations végétales préexistantes, entraînant les discontinuités observées. Ces zones isolées de gain peuvent également indiquer les effets des programmes de reboisement. En effet, en 2000, ces pratiques étaient courantes sur les vasières dépourvues de mangroves ou en l'absence de formation végétale (Bassene et al., 2013; Dieye et al., 2013). Dans tous les cas, ce progrès montre que ces zones présentent des conditions écologiques viables pour l'espèce. De plus, la colonisation des vasières se fait par différents mécanismes entre les deux hydrosystèmes. Dans le Saloum, l'interface mangrove-tannes est l'endroit privilégié pour le développement des mangroves. L'absence d'apport fluvial pourrait expliquer la faible occurrence des zones d'accumulation dans le delta du Saloum (Barusseau et al., 1985; Marius, 1985; Diop, 1990). Par conséquent, les gains de superficie en mangrove ne peuvent se faire que sur les vasières disponibles situées précisément à l'interface mangrove-tannes dans le Saloum. En Casamance, une part non négligeable du nouveau gain peut être observée sur les vasières détectées comme de l'eau à l'une des deux dates. Cela corrobore l'hypothèse selon laquelle, d'une part, ces vasières se trouvent dans la zone intertidale inférieure et, d'autre part, que la Casamance est plus sujette

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

à l'accumulation sédimentaire Marius, 1985; Diop, 1990; Diouf, 2019) en raison d'un apport fluvial plus important par rapport au Saloum. Le débit moyen annuel a été enregistré à 24,07 m³ s⁻¹ pour le Saloum contre 71,4 m³ s⁻¹ pour la Casamance (Descroix et al., 2020).

La grande période de sécheresse en Afrique de l'Ouest a entraîné une augmentation des salinités, en particulier dans les hydrosystèmes de mangrove du Sénégal (Olivry, 1987; Diouf, 2019; Descroix et al., 2020). Une baisse des salinités a été observée ces dernières années dans le Saloum et la Casamance (Descroix et al., 2020). Néanmoins, des valeurs de salinité plus élevées ont été mesurées pendant la saison des pluies dans le Saloum en l'absence d'apport fluvial significatif (Descroix et al., 2020). Une forte relation statistique entre les niveaux de salinité et la capacité de dépôt des propagules d'*Avicennia germinans* a été signalée dans le Saloum (Lombard et al., 2020). La période de sécheresse (Nicholson, 2013) a entraîné une ouverture de la couverture végétale dans la mangrove par la mort de certains individus. En revanche, la reprise des précipitations a conduit à une recolonisation des vasières [20] ou à un comblement des espaces interstitiels, provoquant à la fois une densification de la couverture végétale et une expansion spatiale des mangroves. La diminution des proportions de la classe de mangrove basse et ouverte dominée par *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* dans le Saloum semble coïncider avec l'absence de régénération d'*Avicennia germinans*. De plus, la densification observée par télédétection soutient l'hypothèse d'une dynamique de peuplement monospécifique pour *Rhizophora mangle*, qui semble capable de se reproduire comme suggéré dans le Saloum par une étude botanique des sites de progression identifiés par télédétection (Andrieu et al., 2020). Le manque de régénération d'*Avicennia germinans* permet à une espèce plus compétitive de coloniser des environnements présentant des niveaux de salinité élevés, inférieurs à ceux de la période de sécheresse, mais supérieurs à ceux de la Casamance. La colonisation observée en Casamance par télédétection est conforme aux observations sur le terrain qui ont montré une pyramide des âges équilibrée. Il semble donc que les niveaux de salinité plus bas en Casamance, depuis la reprise des précipitations au milieu des années 1990, ont permis la reproduction d'*Avicennia germinans* et de *Rhizophora mangle*, ce qui pourrait expliquer la colonisation cartographiée dans cette étude. Dans le Saloum, nos résultats montrent l'émergence d'une dynamique régionale différente qui incite à approfondir l'analyse des processus biologiques dans le delta. De plus, la densification significative de *Rhizophora mangle*, ainsi que son

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

expansion spatiale considérablement restreinte dans le Saloum par rapport à celle de la Casamance, soutient l'hypothèse d'une absence de conditions environnementales satisfaisantes pour la reproduction d'*Avicennia germinans* à l'échelle régionale (Andrieu et al., 2020; Lombard et al., 2020). Il est donc nécessaire d'obtenir une compréhension plus détaillée des liens entre les conditions environnementales fluctuantes et le succès (ou l'absence de succès) des processus de germination sous-jacents à la dynamique des populations d'espèces de mangrove.

4.5. Conclusion

L'objectif de cette étude était un suivi des formations végétales de mangrove au Sénégal entre 2000 et 2018. En utilisant une approche d'OBIA avec des images de la fraction végétale résultant d'un démixage linéaire, une quantification plus détaillée des dynamiques à l'œuvre dans les mangroves sénégalaises a été réalisée. Ces mangroves ont connu une augmentation de leur superficie. Néanmoins, la trajectoire des mangroves sénégalaises diffère selon les zones. Les résultats suggèrent que les différentes espèces composant ces formations ont des succès de reproduction et de diffusion disparates. Une augmentation nette de la mangrove basse et dense et des changements substantiels de la mangrove basse et ouverte vers la mangrove basse et dense démontrent que la densification de la mangrove de *Rhizophora mangle* est due en partie à l'incapacité d'*Avicennia germinans* à se reproduire. Ce processus montre que, malgré l'absence de reproduction d'*Avicennia germinans*, la mangrove du Saloum présente néanmoins une résilience significative, qui, de plus, ne semble pas bénéficier d'une contribution importante des reboisements par les ONG, estimée à 4% (Andrieu et al., 2020). Cependant, la fréquence des noyaux stables de mangrove basse et ouverte reste faible dans les trois quarts nord du Saloum. L'hypothèse vérifiée dans ce travail et émanant d'observations sur le terrain (Andrieu et al., 2020; Lombard et al., 2020) est corroborée par cette étude de télédétection à l'échelle régionale. Les processus biologiques à l'échelle locale semblent provoquer une réorganisation de la mangrove à l'échelle régionale. Cela suggère que les lacunes dans la régénération d'*Avicennia germinans* pourraient éventuellement empêcher la mangrove de continuer sa progression dans la zone intertidale supérieure du Saloum. Les lacunes de régénération d'*Avicennia germinans* impactent l'expansion de la mangrove du Saloum, ce qui soulève la question de la pertinence des politiques de reboisement qui reposent principalement sur le genre *Rhizophora* spp. et qui sont

Cartographier les changements de zonation des formations végétales : un lien entre les observations locales et l'organisation spatiale des espèces au niveau régional

principalement entreprises en Casamance. Il semble donc approprié de réévaluer les politiques de conservation dans les mangroves sénégalaises. Tout d'abord, le reboisement dans le Saloum semble peu efficace et devrait cibler *Avicennia germinans* en priorité. Deuxièmement, comme les mangroves montrent de la résilience et ont augmenté en superficie, l'optimisation des politiques de reboisement pourrait éventuellement conduire à une foresterie durable dans la mangrove sénégalaise au lieu de la politique actuelle restrictive. Bien que les approches de conservation stricte et de réserve naturelle aient fait leurs preuves dans de nombreuses régions, il est toujours utile d'explorer d'autres voies pour parvenir à la conservation par une gestion durable des ressources. La cartographie diachronique établie dans ce travail pourrait être utilisée pour surveiller l'évolution des formations végétales correspondant à des éléments du paysage perçus et gérés comme des ressources par les sociétés locales.

Chapitre 5 : Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

Modélisation spatio-temporelle des caractéristiques physionomiques et floristiques de la mangrove du Sénégal de 1999 à 2022 à partir de données satellitaires multi-capteurs

5.1. Introduction

Les mangroves sont des écosystèmes complexes que l'on rencontre sur les littoraux et estuaires tropicaux du globe où elles s'établissent sur les substrats sablo-vaseux (Kathiresan and Bingham 2001). Elles sont d'une importance écologique et socio-économique cruciale en raison de leurs contributions directes et indirectes aux populations humaines (Dahdouh-Guebas et al., 2005 ; Barbier et al., 2011 ; Richards et Friess, 2015) qui nécessite d'appréhender la mangrove comme système socio-écologique (Cormier-Salem, 1999 ; Dahdouh-Guebas et al., 2021). Au Sénégal, la mangrove assure ces contributions depuis plusieurs millénaires aux peuplements qui s'y sont successivement établis (Camara et al., 2017 ; Carré et al., 2022). Le bois de mangrove constitue d'ailleurs encore une ressource pour les populations riveraines (Fent et al., 2019 ; Gallup et al., 2020) qui peuvent effectuer des prélèvements de tiges mortes ou vivantes en choisissant l'espèce en fonction des usages du bois. Connaître les tendances de l'abondance des espèces est donc essentiel pour éclairer la planification de la conservation et comprendre les forces de changements pouvant avoir un impact sur l'occurrence de ces espèces.

Les mangroves du Sénégal ont connu des fluctuations de leur surface ces dernières décennies (Dieye et al., 2013 ; Fent et al., 2019 ; Andrieu et al., 2020). Dans cette région côtière aride, les changements de précipitations produisent des changements dans la couverture des mangroves (Sakho et al., 2011 ; Fent et al., 2019 ; Andrieu et al., 2020). Cependant, il a été noté que les espèces ne réagissaient de manière équivalente aux changements environnementaux (Andrieu et al., 2020 ; Lombard et al., 2020). Les espèces de palétuviers

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

s'organisent le long des gradients de marées et sont également sensibles à des seuils de salinités différents (Cardona-Olarte et al., 2006 ; Krauss et al., 2008). Or, ces différents paramètres biophysiques ont fluctué de manière importante ces dernières années (Nicholson, 2013 ; Descroix et al., 2020) semblant affecter l'organisation spatiale des espèces et donc la zonation de la mangrove du Sénégal (Andrieu et al., 2020 ; Lombard et al., 2020). Dès lors, il est important de disposer de méthodes permettant d'affiner les connaissances de ces évolutions au niveau spécifique.

Néanmoins, le suivi des espèces par télédétection peut s'avérer délicat car l'imagerie THRS permettant de détecter les espèces sur des périodes de plusieurs décennies est coûteuse pour des superficies à l'échelle régionale et des séries temporelles. Cependant, les données à l'échelle décimétriques comme celles issues des missions Landsat ou Copernicus ont permis de cartographier les espèces de mangrove sur des intervalles interannuels. En effet, Bullock et al. (2017) ont pu suivre la trajectoire des espèces dans le delta du Mékong à l'aide de série temporelle Landsat. Valderama et al. (2021) et Vicaya et al. (2022) ont pu suivre l'impact d'aléas naturels au Mexique sur les espèces. Néanmoins, dans les mangroves du Sénégal, au sein d'un pixel de 10 m, plusieurs espèces peuvent très régulièrement cohabiter, en particulier dans la zone haute de l'estran.

Face à cette contrainte, le recours à des méthodes de cartographie de la densité des espèces basées sur des modèles de régressions est envisagé. Le postulat habituel de ces modèles est la mise en relation des données de densité et les descripteurs de l'environnement suivant les hypothèses de la niche écologique (Guisan et Thuiller., 2005 ; Elith et al., 2008). La variation spatiale de l'abondance d'une espèce découle de ses liens graduels avec les variables environnementales (Holt 2009 ; Waldock et al. 2022). Dans ce travail, nous transposons l'outil selon l'hypothèse qu'il est possible d'employer les signatures spectrales et les valeurs de rétrodiffusions comme une proxy spatialisée que l'on peut corrélérer avec les données botaniques de terrain. Dès lors, les données SAR et optiques peuvent être le reflet des descripteurs environnementaux et donc être appréhendées comme des variables permettant de cartographier la densité des espèces.

Pour assurer le suivi de la couverture de la mangrove, le recours aux séries aux temporelles denses peut être recommandé (Liu et al., 2018 ; De Jong et al., 2021). Les méthodes basées sur les segmentations temporelles (Pasquarrella et al., 2022) ont permis détecter les

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

changements de couverture terrestre à un pas de temps annuel et sont moins sensibles aux bruits des variations interannuelles. Par exemple, LandTrendr a été utilisé pour la mangrove du Surinam (De Jong et al., 2021). Néanmoins, ces méthodes n'ont pas été évaluées pour le suivi de caractéristiques botaniques ni physiologiques intra-mangrove. Dès lors, l'objectif de ce papier est, dans un premier temps, de construire un protocole méthodologique permettant d'obtenir un état de référence actuel de la couverture de la canopée, de la zonation de la mangrove et de l'abondance des espèces. Dans un second temps, l'utilisation de LandTrendr (Kennedy et al., 2010) doit permettre, à partir de données d'apprentissages issues des précédents modèles, de reconstituer dans le passé les caractéristiques de la mangrove à une échelle interannuelle.

5.1.1. Zone d'étude

Le delta du Saloum est situé dans la zone sahélo-soudanienne du Sénégal (Fig.5.1), dans une zone côtière à 150 km au sud de Dakar et bordée au sud par la Gambie. Le très petit bassin versant du Saloum a subi d'importantes fluctuations climatiques au cours du quaternaire, entraînant différentes phases de modifications géomorphologiques, sédimentologiques et hydrologiques (Sadio et al., 2022). Actuellement, le delta du Saloum fonctionne de manière "inverse", ce qui signifie que les apports en eau douce par le fleuve ne compensent pas les pertes provoquées par l'évaporation. Par conséquent, une salinité croissante et quasi-linéaire (Pages et Citeau, 1989) est observée de l'aval à l'amont, allant de 35 psu à l'embouchure jusqu'à 100 psu à 82 km de celle-ci en saison sèche (Descroix, 2018). En saison des pluies, les cumuls sont compris en moyenne entre 600 mm et 800 mm et abaissent les salinités en amont du delta à des concentrations proches ou parfois légèrement inférieures à celle de l'océan (Descroix et al., 2020).

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

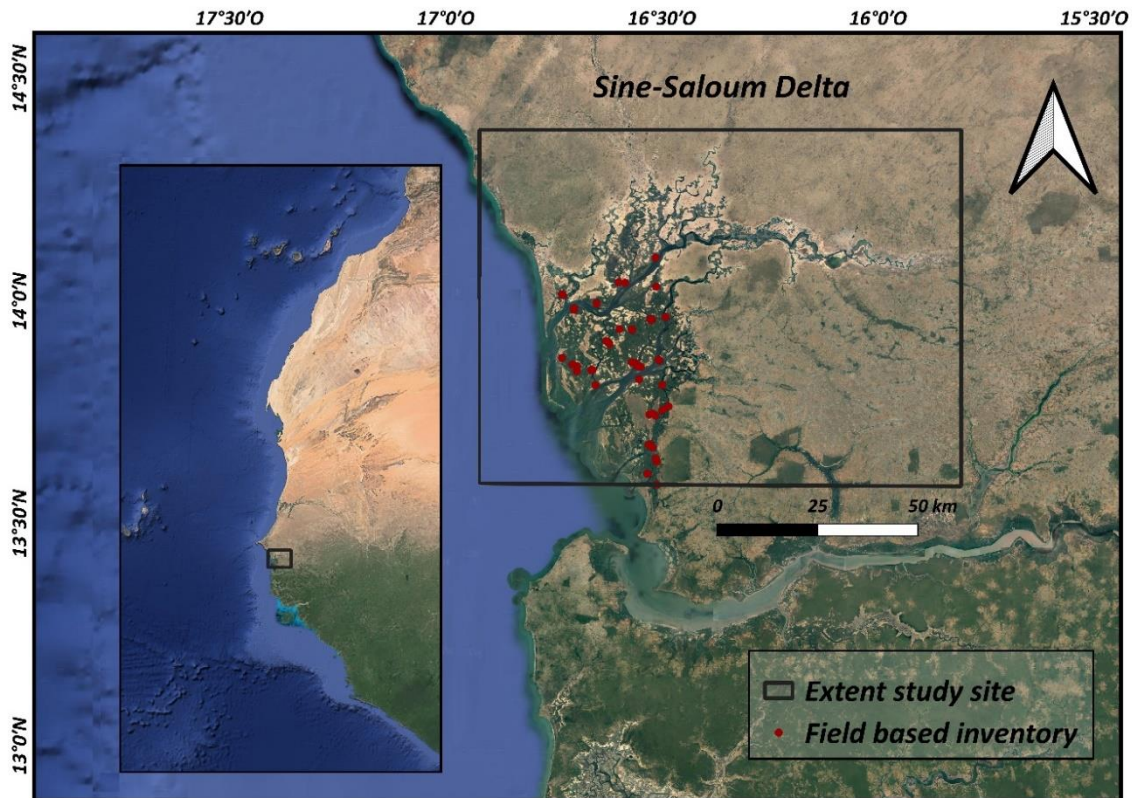


Figure 5.1. Zone d'étude et stations d'échantillonnages réparties de manière aléatoire.

Dans ces conditions, les mangroves du Sénégal dominent les positions basses et moyennes des estrans (Marius, 1985 ; Sow et al., 1991 ; Ndour et al., 2012). Les espèces végétales *Rhizophora racemosa* et *Rhizophora mangle* se rencontrent le long des berges où la durée d'inondation est la plus longue (Fig. 5.2). *Avicennia germinans* s'observe sur les vasières moins immergées (Fig. 5.2) où les faibles lames d'eau peuvent s'évaporer, engendrant les salinités les plus élevées. En effet, le genre *Avicennia* tolère fréquemment des salinités plus élevées que le genre *Rhizophora spp.* (Devaney et al., 2021). En outre, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa* et *Rhizophora harissonii* sont également présentes dans le Saloum, mais demeurent rares et disséminées.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?



Figure 5.2. Photographies illustrant les motifs paysagers typiques de l'écosystème de mangrove du Saloum :

Haute mangrove avec une forte proportion de *Rhizophora racemosa* (a), mangrove basse et dense dominée par *Rhizophora mangle* (b), mangrove basse et ouverte composée de *Rhizophora mangle* et d'*Avicennia germinans* (c), interrompue par l'absence de reproduction d'*Avicennia germinans* (d) à l'interface mangrove-marais salant. Les individus les plus jeunes sur le côté gauche de l'image (d) ont eu leurs propagules piégées dans le tapis herbacé de *Sessuvium portulacastrum*. Il s'agit d'un exemple typique du manque de régénération naturelle d'*Avicennia germinans*, laissant une plage de l'estran à nu *Rhizophora mangle*. (Source : F. Lombard August 2021)

5.2. Données et méthodes

5.2.1. Inventaire botanique

Une campagne de terrain a été réalisée en août 2021 et a permis de recenser la densité des espèces de mangrove par l'intermédiaire du taux de recouvrement spécifique. Ces données ont été récoltées dans 60 sites selon un échantillonnage aléatoire sur les pixels de mangrove. Sur chaque site, des transects ont permis d'inventorier la densité globale du couvert végétal (FVC), la hauteur des individus et le taux de recouvrement de chaque espèce. Cette base de données est constituée de valeurs nulles pour 53 % des observations de densité d'espèce dans l'ensemble des sites puisque de nombreux sites sont monospécifiques. Cette proportion est toutefois variable entre les espèces. La proportion de valeurs nulles est comprise entre 13 % (n = 8) pour *Rhizophora mangle* et 92 % (n = 55) pour *Rhizophora racemosa*. Enfin, on retrouve 55 % (n = 33) de valeurs nulles pour *Avicennia germinans*. Aucun individu pour les espèces

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

Conocarpus erectus, *Laguncularia racemosa* et *Rhizophora harissonii* n'a été recensé, confirmant donc leur grande rareté au sein de ce delta.

5.2.2. Données optiques et radar

Afin de reconstituer la trajectoire des caractéristiques physiques et floristiques de la mangrove sur un pas de temps décennal, différents types d'imagerie satellitaire ont été utilisés. Pour les données Sentinel-2 Level-2A, 79 images ont été collectées entre le 1er mai 2020 et le 1er juin 2021, filtrées pour la couverture nuageuse et traitées en utilisant uniquement des pixels non masqués. De même, les données Sentinel-1 ont été sélectionnées pour leur capacité à capturer la hauteur et la couverture de la canopée, avec 33 images de mai 2020 à juin 2021 traitées pour les bandes VH, VV et VH/VV. Pour l'imagerie Landsat, toutes les images Landsat 4, 5, 7 et 8 disponibles de 1999 à 2022 ont été utilisées pour produire une fréquence temporelle dense avec une résolution spatiale relativement précise. Les données OLI ont également été homogénéisées pour correspondre aux données TM/ETM+ selon la méthode proposée par Roy et al. (2016). Enfin, la valeur annuelle médiane pour chaque pixel a été calculée grâce au GEE.

5.2.3. Cartographie des dimensions physiologique et floristique actuelles

5.2.3.1. Cartographie de la zonation

Le protocole mis au point dans Lombard et al. (2023) a permis d'élaborer une carte de la zonation de la mangrove. À partir des résultats d'un démixage spectral linéaire, la tendance annuelle de la régression harmonique sur la fraction de végétation à l'échelle de l'objet a permis de différencier efficacement la zonation de la mangrove. Trois classes, basées sur la densité de la canopée et la hauteur du peuplement ont permis de discriminer la typologie suivante : HM (Mangrove haute), LDM (Mangrove basse et dense) et LOM (Mangrove basse et mangrove ouverte). Cette typologie permet de distinguer la mangrove en trois classes sans pour autant isoler la composition spécifique de façon significative (p -value > 0.05). Néanmoins, *Rhizophora racemosa* et *Avicennia germinans* sont présents respectivement uniquement dans la classe HM et LOM. *Rhizophora mangle* est la seule espèce présente dans les trois classes.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

5.2.3.2. Modèle d'abondance des espèces végétales

Pour les modèles basés sur l'abondance, la prise en compte des interactions entre les espèces est primordiale car elles peuvent entraîner des rétroactions de population significatives pour expliquer les abondances extrêmes (Guisan et Thuiller, 2005 ; Waldock et al. 2022). Malheureusement, ces interactions sont souvent absentes des modèles prédictifs en général, ce qui peut entraîner des performances prédictives médiocres (Waldock et al. 2022). Par ailleurs, l'accès aux données de mangrove issues du terrain se révèle coûteux. Dès lors, il peut être délicat de construire un échantillon conséquent et obtenir un jeu de données d'entraînement et de validation. Pour répondre à ces deux enjeux nous avons d'abord modélisé la densité de la canopée de mangrove. Ensuite, seule l'abondance de *Rhizophora mangle* a été prédite dans chaque pixel. Enfin, à partir de la carte de la zonation de mangrove nous avons pu interpoler, par soustraction à cette dernière, l'abondance de *Rhizophora racemosa* et *Avicennia germinans*. En effet, chacune de trois classes de la zonation admet potentiellement *Rhizophora mangle* et une autre espèce. Néanmoins, *Rhizophora racemosa* et *Avicennia germinans* ne cohabitent jamais au sein du même pixel. Dès lors, il suffit de connaître en un lieu l'abondance de *Rhizophora mangle*, le taux de couverture globale de la mangrove et pour chaque classe de zonation soustraire ce taux à l'abondance de *Rhizophora mangle* pour obtenir l'abondance de *Rhizophora racemosa* ou d'*Avicennia germinans*.

Par conséquent, le taux de couverture, qui ne souffre pas d'un large volume de zéros, a été modélisé par Random Forest (Breiman, 2001) tandis que l'abondance de *Rhizophora mangle*, à cause du volume de zéros, a été prédite grâce au modèle Hurdle (Cragg, 1971). Les variables indépendantes retenues (Table 5.1) pour ces deux modélisations proviennent, pour les données optiques, des bandes spectrales ainsi que de différents indices spectraux alors que la médiane annuelle des différentes polarisations a été retenue pour les données SAR. Enfin, la distance aux classes de la zonation de la mangrove a été utilisée comme variable géographique pour la modélisation de l'abondance, mais pas pour le taux de couverture global.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

Tableau 5.1. Descripteurs sélectionnés pour modéliser l'abondance des espèces.

* Présente les variables qui n'ont pas été retenues pour la modélisation du taux de couverture de la mangrove.

Sensor	Description	Bands name	Wavelength range	Resolution
Sentinel-2	Spectral bands			
		Band2: Blue	458–523 nm	10 m
		Band3: Green	543–578 nm	10 m
		Band4: Red	650 – 680 nm	10 m
		Band5: Red Edge 1	698–713 nm	20 m
		Band6: Red Edge 2	733–748 nm	20 m
		Band7: Red Edge 3	773–793 nm	20 m
		Band8: NIR	785–900 nm	10 m
		Band8A: Red Edge 4	855–875 nm	20 m
		Band11: SWIR 1	1565–1655 nm	20 m
		Band12: SWIR 2	2100–2280 nm	20 m
	Spectral index		Formula	Reference
		NDVI	$(B8-B4)/(B8+B4)$	Rouse et al. (1974)
		NDMI	$(B8 - B11) / (B8 + B11)$	Gao (1996)
	Fraction		spectral values of endmembers	
		Water	[604, 655, 545, 557, 516, 520, 502, 486, 452, 406]	
		Mangrove	[267, 488, 366, 846, 2050, 2493, 2720, 2691, 904, 447]	
		Saltflats	[820, 1145, 1256, 1542, 1656, 1769, 1796, 1720, 1405, 992]	
	Harmonic index <i>(calculated on the mangrove fraction)</i>			
		Phase	displacement between the origin and the peak of the wave in the range of 0 to 2π	Jakubauskas et al. (2002)
		Magnitude	half the value at which the function is maximized	Jakubauskas et al. (2002)
Sensor	Description	Bands name	Centre frequency	Resolution
Sentinel-1	SAR			
		VH- ascending	5.405 GHz	X: 10 m Y: 10 m
		VV- ascending	5.405 GHz	X: 10 m Y: 10 m
		VH/VV		
	SAR statistics on the time series <i>(calculated on VHasc, VVasc, VHasc/ VVasc)</i>	Median		
	Description*		Unit	Resolution

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

geographic distance to classes*	HM: High Mangrove*	10 m
	LDM: Low and Dense Mangrove*	10 m
	LOM: Low and Open Mangrove*	10 m
	Distance to water*	meters
	Distance to Saltflats*	meters
	Mouth geodesic distance*	meters
	Latitude*	meters

Compte tenu du nombre important de valeurs nulles pour l'abondance des espèces, la variance du jeu de données de densité des espèces est largement supérieure à sa moyenne. Dès lors, les données sont considérées comme surdispersées (Cox, 1983). Il existe plusieurs modèles adaptés aux jeux de données comportant une proportion importante d'observations nulles. Ces modèles sont souvent regroupés sous le terme de modèle de mélange, car ils combinent deux lois de distribution pour prendre en compte toutes les caractéristiques des jeux de données en entrée. Parmi ceux-ci, on peut citer le modèle à obstacles, connu sous le nom de *Hurdle* (Cragg, 1971). Il estime que deux processus distincts peuvent influencer la présence et la densité des espèces. Selon Potts et Elith (2006), le modèle *Hurdle* est très performant pour modéliser la densité d'espèce végétale.

Ce modèle se compose en deux parties. La première partie est un modèle de résultat binaire (présence/absence). Dans ce travail une régression logistique a été utilisée Eq. (1) :

$$\text{logit}(p) = \ln\left(\frac{p}{1-p}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_N X_N \quad (1)$$

où p est la probabilité qu'un événement se produise (dans ce cas la présence)

X_N la N ième variable indépendante

β_N est le coefficient de régression

La deuxième partie est un modèle de comptage qui peut ici accepter des observations nulles. Dès lors, un modèle de Poisson, Eq. (2), a été retenu. Il permet le processus stochastique résultant en des sites inoccupés, même lorsque l'habitat est convenable (Potts et Elith, 2006).

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

$$\log(p) = \ln(p) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_N X_N \quad (2)$$

où p est la probabilité qu'un événement se produise

X_N la N ième variable indépendante

β_N est le coefficient de régression

Par conséquent, cette méthode admet la possibilité que les mécanismes responsables de la présence d'une espèce soient distincts de ceux qui régissent son abondance.

Une évaluation indépendante des données en entrée du modèle n'a pu être réalisée compte tenu du nombre restreint de données de terrain. Néanmoins, notre méthode (Fig. 5.3) permet de valider les abondances de *Rhizophora racemosa* et d'*Avicennia germinans* avec les 60 sites de manière indépendantes car ils n'ont pas servi à construire les modèles pour ces espèces. Nous avons validé les modèles à partir des indicateurs statistiques du mean absolute error (MAE), Root Mean Square Error (RMSE), le coefficient de détermination R^2 puis les coefficients de corrélation de Pearson (r) et de Spearman (p).

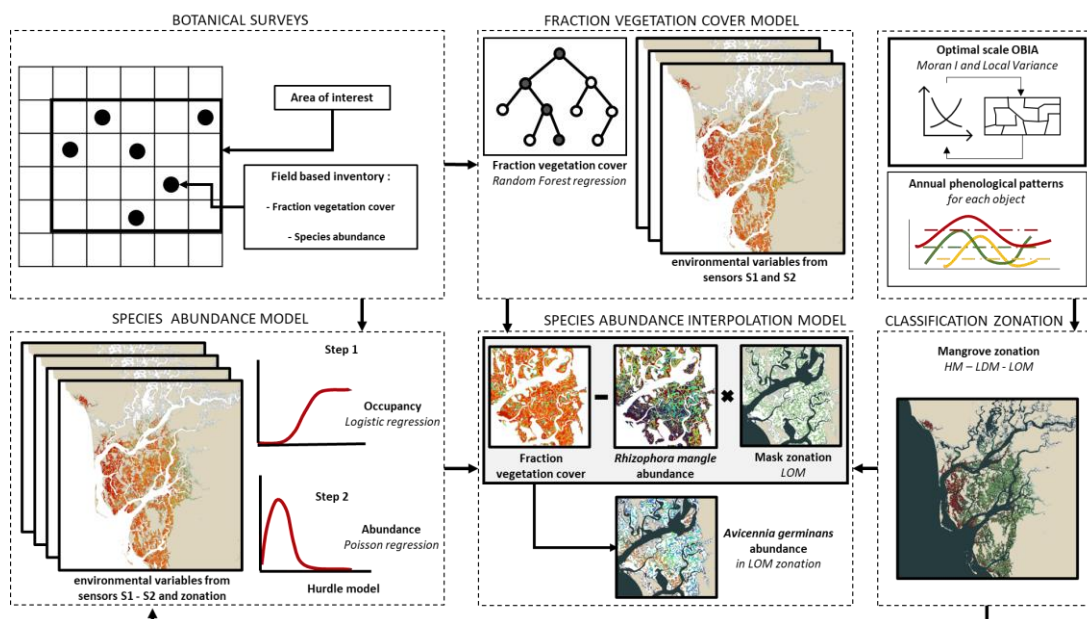


Figure 5.3. Organigramme méthodologique de la spatialisation de l'abondance des espèces de mangroves.

(HM: High mangrove – LDM: Low and dense mangrove - LOM: Low and open mangrove)

5.2.4. Reconstitution de la trajectoire des caractéristiques physiologiques et floristiques

Pour être en mesure d'extrapoler dans le passé les caractéristiques physiologiques et floristiques extraites précédemment, il est nécessaire d'être en possession de variables qui

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

ne sont pas soumises aux bruits spectraux. En effet, cela pourrait induire des biais dans les prédictions des modèles statistiques. Un stress environnemental ne modifiant ni la composition spécifique ni le taux de recouvrement pourrait dès lors être interprété comme une perturbation environnementale et donc un changement majeur. Dans cette optique, nous avons sélectionné l'algorithme LandTrendr et son implémentation dans GEE (Kennedy et al., 2010 ; Gorelick et al., 2017 ; Kennedy et al., 2018).

De manière générale, pour simplifier les trajectoires des séries chronologiques, on identifie itérativement les sommets clés du changement. Les sommets potentiels sont repérés et liés en utilisant des règles d'ajustement souples. Différents segments de la trajectoire sont ensuite supprimés et remodelés pour déterminer le meilleur modèle (Kennedy et al., 2010).

À partir des images composites construites avec tous les pixels disponibles par la méthode du médoid, LandTrendr utilise un algorithme d'ajustement statistique pour segmenter les trajectoires spectrales (Figure 5.4). L'algorithme est capable de détecter des changements abrupts, des tendances graduelles et le temps de récupération au sein de signaux continus. Il peut séparer les signaux de longue durée du bruit à court terme dû aux conditions journalières lors de l'acquisition des données satellitaires (Kennedy et al., 2010 ; Kennedy et al., 2012). L'algorithme comprend plusieurs étapes documentées dans Kennedy et al. (2010). Pour sa mise en place dans GEE, nous avons suivi le guide de mise en œuvre proposé par Kennedy et Braaten (2020). L'essentiel des paramètres a été calibré par les valeurs conseillées dans la littérature (Kennedy et al., 2010 ; Kennedy et al., 2018). Deux paramètres ont néanmoins fait l'objet d'une attention particulière : « *maxSegments* » et « *recoveryThreshold* ». Ces valeurs ont été fixées grâce aux données et expériences issues du terrain. En effet, il est difficilement probable que sur 20 ans la mangrove connaisse plus de trois fois ces scénarios consécutifs : disturbance, recovery, stability. Deux sont cependant probables. Dès lors, le maximum de segment a été fixé à 8. Ensuite, le « *recoveryThreshold* » fixé à 0.25 signifie que les pixels qui se rétablissent en moins de quatre ans ($1/0.25$) sont refusés. Dans l'optique de cartographier également la dynamique de la mangrove basse et ouverte, celle-ci atteint, par exemple, des valeurs relativement basses dans les indices spectraux et peut donc les atteindre facilement à partir de 4 ans de rétablissement. Plusieurs individus de *Rhizophora mangle* de 4 ans observés sur le terrain pouvait atteindre des valeurs atteignant 0.25 dans l'image de

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

fraction de mangrove et donc appartenir potentiellement à la classe « Low and open mangrove ».

Tableau 5.2. Paramètres retenus pour l'algorithme LandTrendr

Parameters	Values
<i>maxSegments:</i>	8
<i>spikeThreshold:</i>	0.9
<i>vertexCountOvershoot</i>	3
<i>preventOneYearRecovery:</i>	True
<i>recoveryThreshold:</i>	0.25
<i>pvalThreshold:</i>	0.05
<i>bestModelProportion:</i>	0.75
<i>minObservationsNeeded:</i>	6

Pour chaque pixel, les segments ont été extraits sur la période de 1999 à 2022 pour les bandes spectrales ainsi que les indices spectraux et fractions de couvertures terrestres présentent dans la table 3. D'abord, les fractions d'eau, de vasières et de mangrove ont été calculées à partir des fractions obtenues par Sentinel-2. Un modèle de régression linéaire a été utilisé pour dériver les valeurs spectrales des images Sentinel-2 vers Landsat. Ensuite, le Normalized Differential Vegetation Index (NDVI), Normalized Differential Water Index (NDWI, Gao, 1996) ainsi que les différents indices Tasseled Cap (Kauth & Thomas, 1976) ont été calculés. En effet, Bullock et al. (2017) ont mis en évidence que les Tasseled Cap s'avéraient potentiellement efficaces pour discriminer les espèces de mangrove et leur abondance.

Pour reconstituer les trajectoires des caractéristiques physiologiques et floristiques de la mangrove, une approche par apprentissage a été privilégiée. Dès lors, chaque pixel a été classé dans le temps selon sa valeur après lissage par l'algorithme LandTrendr. Par conséquent, les formations végétales, les taux de recouvrements et l'abondance des espèces doivent être rattachés aux valeurs spectrales Landsat. À partir des résultats obtenus précédemment avec Sentinel-1 et Sentinel-2, les caractéristiques physiologiques et floristiques ont fait l'objet d'une agrégation de 10 à 30 m.

Ensuite, un échantillonnage aléatoire des pixels a été réalisé. Les pixels stables ont été sélectionnés à partir du coefficient de variation sur l'intégralité de la série temporelle pour

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

chaque bande et indice spectraux Landsat. Les pixels ayant connu une variation inférieure à 5 % au cours du temps ont été conservés. En effet, ce seuil réduit la probabilité d'obtenir des erreurs d'omissions et de commissions dans les changements internes à la mangrove du Sénégal (Lombard et al., 2023). Au total, 10 261 pixels ont pu être échantillonnés. Une partition 70% de données d'entraînement et 30 % de données de validation a été opérée. Nous émettons le postulat que ces pixels n'ont pas fait l'objet de changements au cours de la période d'étude et connaissent donc une stabilité de leur classe, taux de recouvrement ou d'abondance d'espèces. L'apprentissage des valeurs de segments pour la zonation ainsi que pour le taux de recouvrement a été réalisé à partir d'un Random Forest (Breiman, 2001) avec une utilisation respective de classification et de régression. Compte tenu, après tests, de l'incapacité du Random Forest à prédire les valeurs nulles pour les espèces de la zone d'étude, le modèle hurdle a été retenu pour extrapoler dans le temps l'abondance des espèces. L'évaluation des modèles a été réalisée par l'intermédiaire de la précision globale, de l'indice Kappa et la précision relative par classe pour la classification de la zonation. Le mean absolute error (MAE), Root Mean Square Error (RMSE), le coefficient de détermination R^2 puis les coefficients de corrélation de Pearson (r) et de Spearman (p) ont été utilisés pour évaluer les régressions.

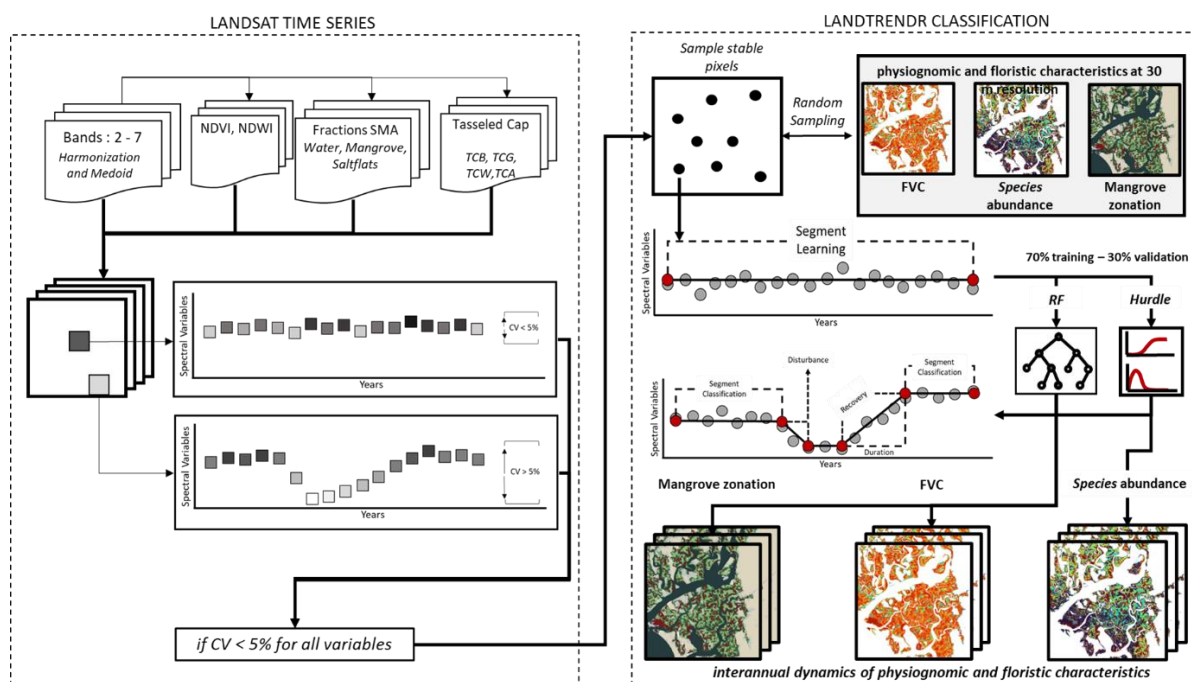


Figure 5.4. Organigramme méthodologique de la spatialisation des dynamiques interannuelles des caractéristiques physionomiques et floristiques de la mangrove.

(FVC signifie Fraction Vegetation Cover)

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

5.3. Résultats

5.3.1. Abondance des espèces végétales

La confrontation des données observées sur le terrain et les modélisations révèlent un accord relativement satisfaisant pour le taux de couverture de la mangrove et la densité des espèces (table 5.3). La valeur minimale modélisée est de 22.85 % et permet d'appréhender le seuil auquel la mangrove peut être détectée avec l'imagerie Sentinel 1 et 2. Les pixels présentant des recouvrements plus faibles sont alors classés en eau ou vasières.

Pour les différentes espèces, les résultats sont relativement homogènes et ne présentent pas de disparités importantes entre les scores de précisions pour les différentes espèces (table 5.3). La chaîne de traitements proposée permet d'obtenir une précision importante pour *Rhizophora racemosa* qui est l'espèce la moins commune (16,7 % de taux d'occupation) à l'échelle du delta, mais qui est en général localement abondante quand elle est présente. L'espèce la plus commune est *Rhizophora mangle* avec un taux d'occupation de 85,8 %. La précision des prédictions, pour cette espèce, atteint un R^2 de 0.85. *Rhizophora mangle* est l'espèce qui présente les erreurs moyennes et quadratiques les plus hautes (8.88 et 12.09). Cette espèce est commune et localement abondante. Enfin, *Avicennia germinans* présente les scores de précisions les plus faibles. Le R^2 est de 0.78 et s'avère être inférieur au coefficient de détermination moyen pour les espèces. Le taux d'occupation d'*Avicennia germinans* atteint 52 %. Cette espèce présente une abondance bimodale. Le plus fréquemment peu abondante, elle forme de manière récurrente des patches monospécifiques des densités autour de 80 %.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

Tableau 5.3. Les statistiques d'évaluation pour les modèles à une résolution spatiale de 10 m.

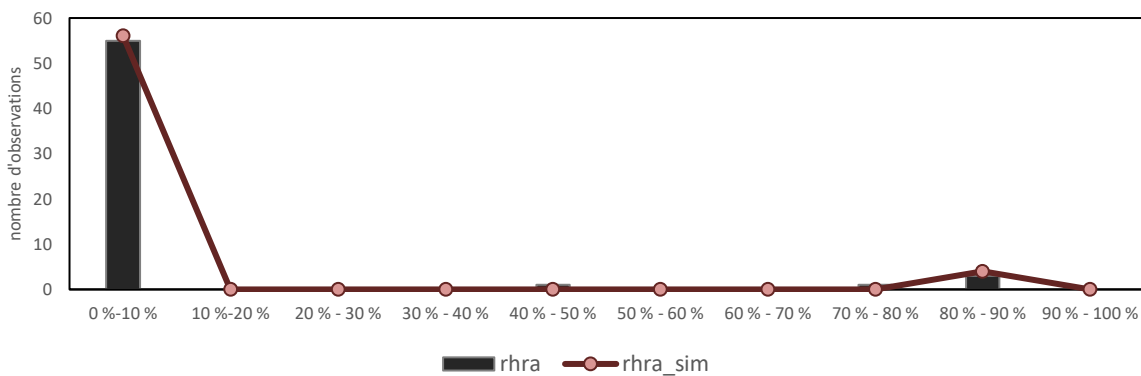
Les indices comprennent le coefficient de corrélation de Pearson (r), le coefficient de corrélation de Spearman (ρ), le coefficient de détermination, l'erreur quadratique moyenne (RMSE) et l'erreur moyenne absolue (MAE).

	r	ρ	R^2	RMSE	MAE
Recovery rate (RF)	0.92	0.94	0.85	7.79	5.41
Species (Hurdle)					
<i>Rhizophora racemosa</i>	0.96	0.81	0.92	6.00	0.97
<i>Rhizophora mangle</i>	0.92	0.93	0.85	12.09	8.88
<i>Avicennia germinans</i>	0.88	0.71	0.78	10.82	7.27

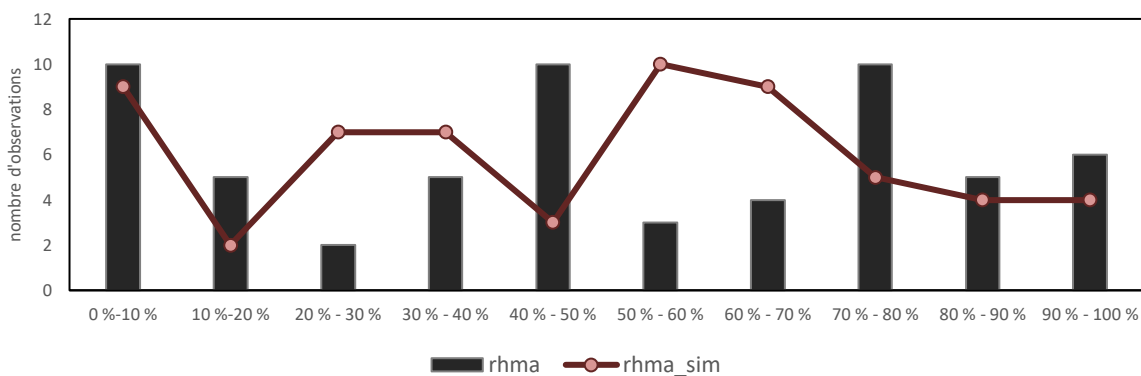
Bien que les résultats suggèrent une bonne adéquation des valeurs simulées avec les données observées, la figure 5.5 permet d'évaluer la modélisation de la distribution statistique des densités d'espèces. Tout d'abord, le modèle semble très bien retranscrire la répartition de *Rhizophora racemosa* (fig. 5.5a). Ensuite, le modèle sur-estime ou sous-estime les densités de *Rhizophora mangle* (fig. 5.5b). En effet, les valeurs comprises entre 20 % et 40 % ainsi que les valeurs comprises entre 50 % et 70 % sont surestimées. Les valeurs comprises entre 40 % et 50 % ainsi que les valeurs comprises entre 70 % et 80 % sont quant à elles sous estimées. En somme, le modèle semble estimer convenablement les valeurs minimales et maximales de densité pour *Rhizophora mangle*, mais contient des marges d'erreurs pour les pixels présentant des individus de *Rhizophora mangle* clairsemés à moyennement abondant. Enfin, la distribution statistique des valeurs de densité pour *Avicennia germinans* est plutôt bien retranscrite (fig. 5.5c) avec cependant des valeurs surestimées pour celles comprises entre 10 % et 30 % de taux de recouvrement de l'espèce.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

a)



b)



c)

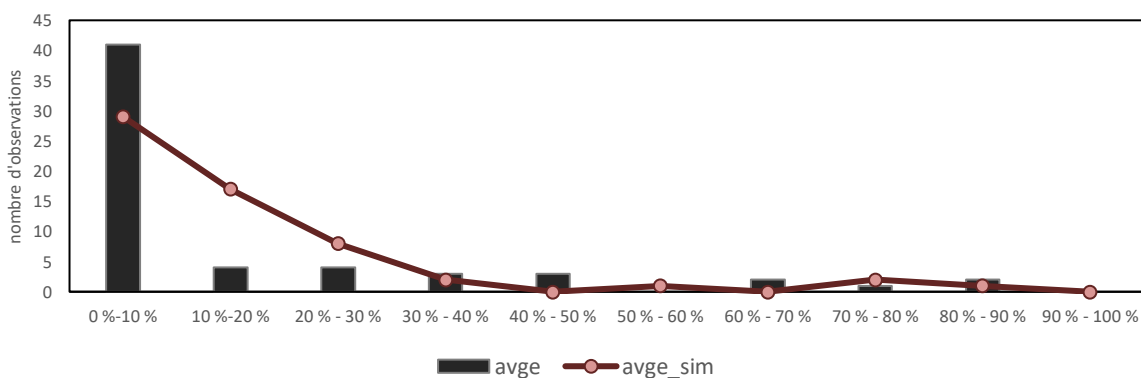


Figure 5.5. Ajustement du modèle par rapport aux données observées.

a) *Rhizophora racemosa* (rhra). b) *Rhizophora mangle* (rhma). c) *Avicennia germinans* (avge). Les histogrammes noirs représentent la distribution statistique observée. Les courbes rouges représentent la distribution statistique issue des données simulées.

Les structures spatiales de la répartition des espèces peuvent être maintenant appréhendées grâce à la cartographie des densités d'espèces (fig. 5.6). De plus, la spatialisation de la répartition des espèces permet à présent de confronter la dynamique des surfaces et de

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

zonation avec la densité des espèces. Cela permet d'identifier l'implication des espèces dans les dynamiques de changements. Cependant, les répartitions cartographiées permettent déjà d'appréhender des structures spatiales à l'échelle régionale. En effet, si *Rhizophora mangle* est commun et sa densité est relativement élevée dans une majeure partie du delta, l'espèce montre une abondance particulièrement marquée au nord-ouest (fig. 5.6b). De plus, il semble exister un gradient de densité qui décroît du nord vers le sud et de l'ouest vers l'est. Cette structure contraste avec la répartition d'*Avicennia germinans*. En effet, cette espèce est très peu abondante au nord-ouest, mais semble ses densités semblent croître vers les parties amonts du delta et dans la partie sud. Enfin, *Rhizophora racemosa* apparaît presque exclusivement sur les bords de chenaux démontrant que le modèle a permis de saisir la structure spatiale de la répartition de cette espèce localement abondante (fig. 5.6a).

a)

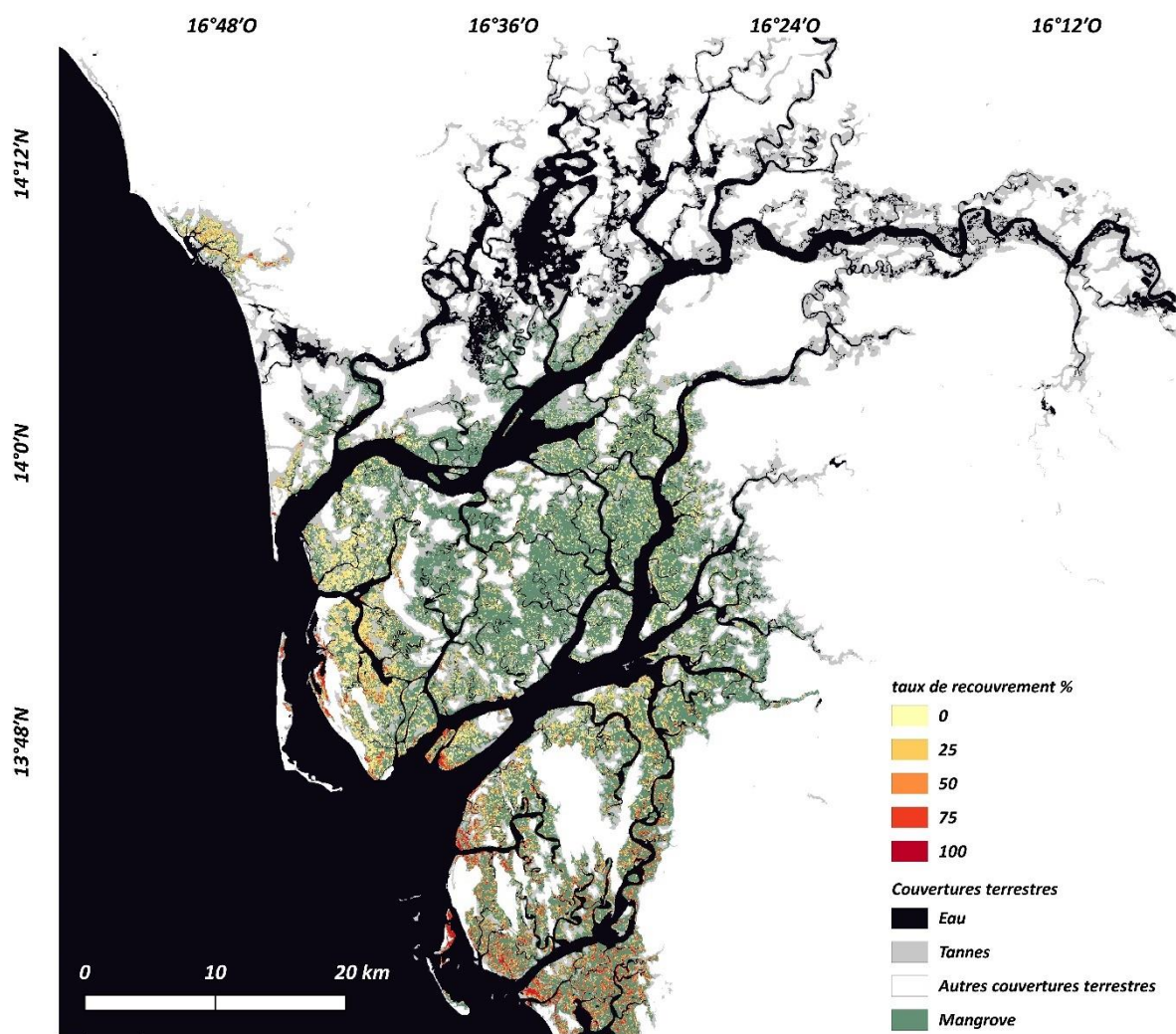


Figure 5.6. Répartition des espèces végétales dominantes dans le Delta du Saloum.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

b)

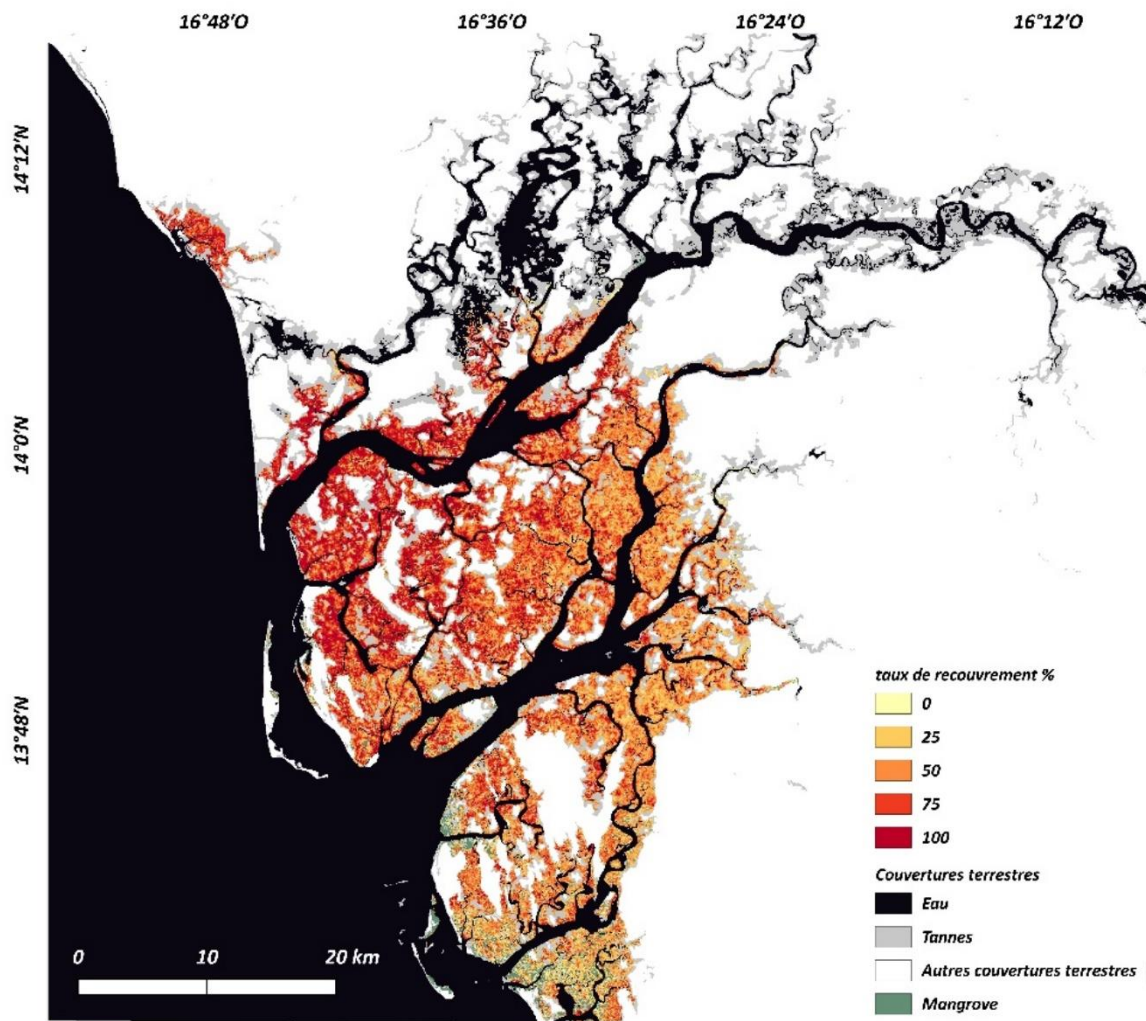


Figure 5.6. Répartition des espèces végétales dominantes dans le Delta du Saloum.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

c)

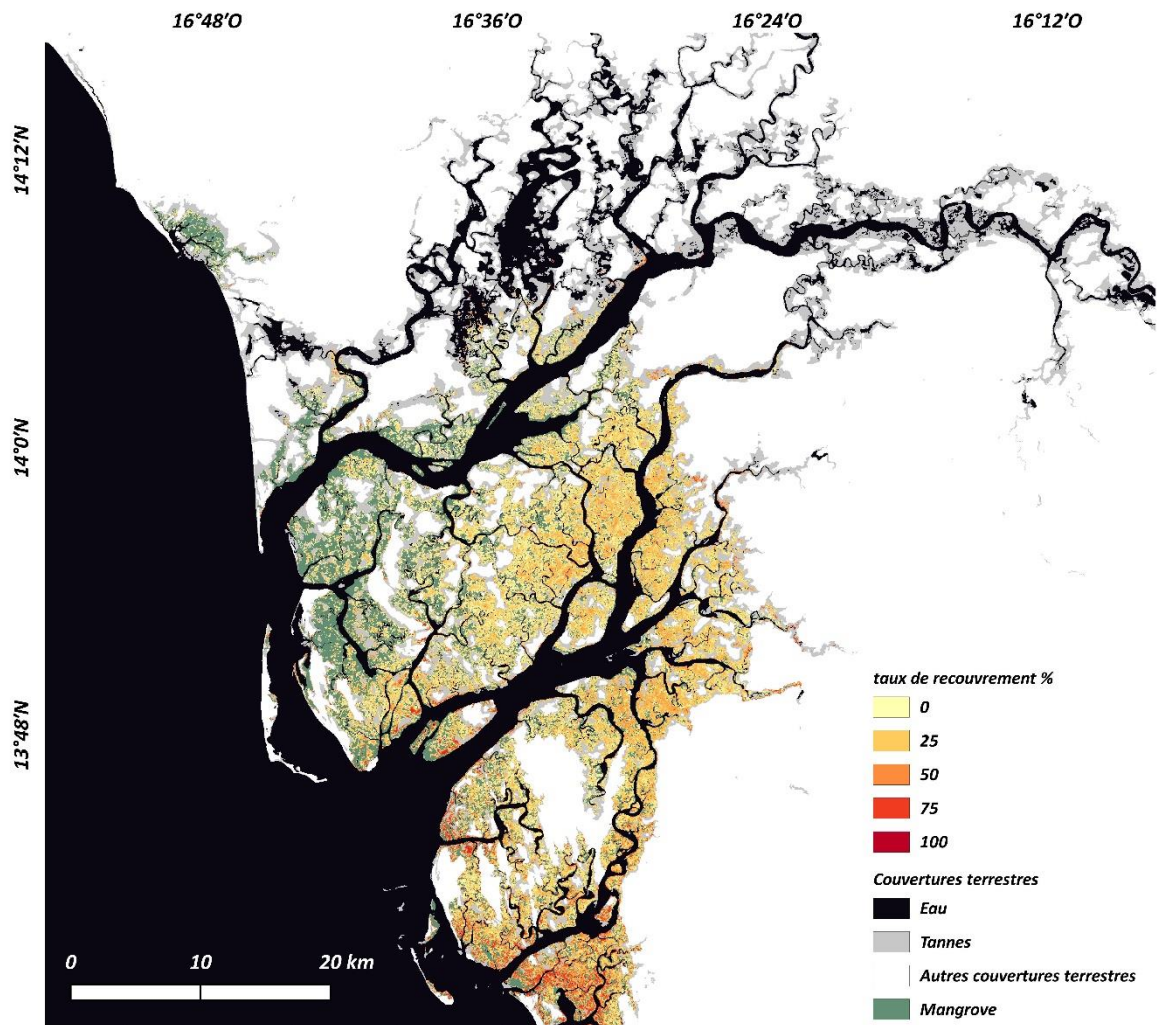


Figure 5.6. Répartition des espèces végétales dominantes dans le Delta du Saloum.

a) *Rhizophora racemosa*. b) *Rhizophora mangle*. c) *Avicennia germinans*

5.3.2. Évaluation des segments temporels

Sur la base de l'ensemble de données à la résolution de 10 m, nous avons appliqué une classification des segments issus de l'algorithme LandTrendr sur les pixels dégradés à 30 m, stables dans le temps (cf. 5.2.4). La précision globale de la carte pour la période de référence était de 81 %. Sans surprise, la méthode permet de détecter avec précision l'eau (99 %), les vasières (93 %) et le sol (92 %). En revanche, la précision des classes internes à la mangrove est plus faible. Si la précision de HM et LOM était respectivement à 86 % et 84 %, LDM présentait une précision relativement plus faible à 75 %.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

Dès lors, ces résultats montrent que la zonation de la mangrove peut être étudiée dans le temps avec une précision acceptable. Cependant, il est important de noter que de légères variations peuvent se produire en raison de l'incertitude de classification, et inversement, des changements mineurs peuvent ne pas être perceptibles.

Le taux de couverture de la mangrove a pu être estimé également avec des marges d'erreurs relativement faibles sur les segments Landsat construits avec LandTrendr (Fig. 5.7). En effet, la comparaison entre les valeurs issues des données Sentinel dégradées à 30 m et la modélisation à partir la segmentation temporelle des données Landsat montre des taux de correspondance élevés ($R^2 = 0.97$). Les indices de corrélations de Pearson et de Spearman sont respectivement à 0.93 et 0.82. La moyenne des erreurs est très faible (MAE = 0.55) et le RMSE est à 3.49 (en pourcentage de couverture). En somme, la reconstruction temporelle du taux de couverture de la mangrove est possible grâce aux données Landsat lissées par LandTrendr.

La spatialisation des abondances d'espèces végétales est, quant à elle, plus délicate. En effet, les scores de précision entre les valeurs modélisées par les données Sentinel et les valeurs simulées par Landsat sont relativement faibles (Fig. 5.7) et ne permettent pas de reproduire la méthode de spatialisation sur l'intégralité de la série temporelle. En effet, pour *Rhizophora mangle* le R^2 atteint 0.26 tandis que les coefficients de corrélation atteignent 0.53 (ρ) et 0.51 (r). Les écarts entre les cartes sont relativement grands comme le démontre également le MAE (17.72) et RMSE (22.11).

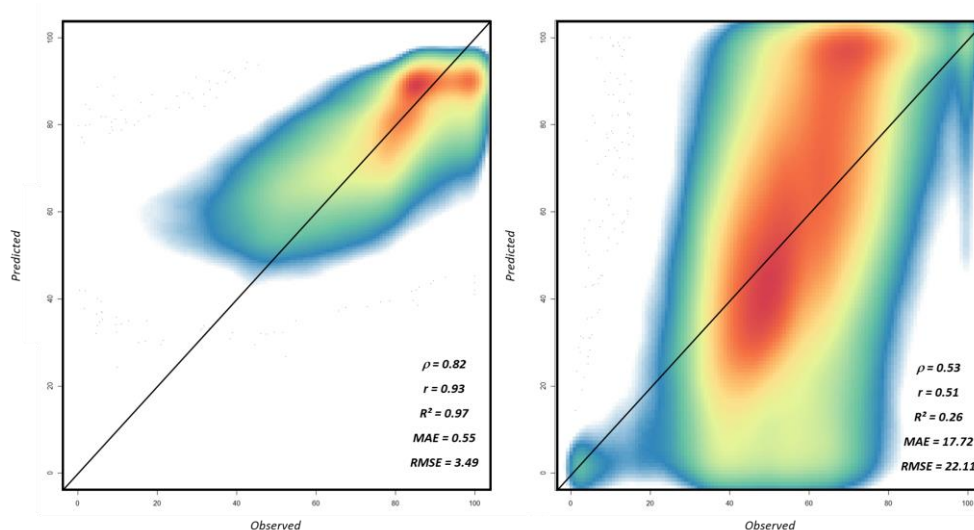


Figure 5.7. Ajustement des modèles RF pour le taux de couverture (à gauche) et des modèles Hurdle pour l'abondance de *Rhizophora mangle* (à droite) par rapport aux données observées

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

5.3.3. Suivi continu des surfaces de mangroves et de leur physionomie

L'approche de détection des changements continus de la mangrove permet d'associer une date à chaque changement. Les figures suivantes montrent les progressions (Fig.5.8) et les régressions (Fig. 5.9). Il existe un hotspot de progressions au nord (Fig.5.8.1) qui se réalise par colonisation de vasières issues de zones d'accrétions provoquées par l'ouverture de la flèche sableuse de Sangomar à l'ouest du delta. Il existe un schéma récurrent de progression des surfaces des mangroves préexistantes vers les parties plus hautes des estrans de vasières.

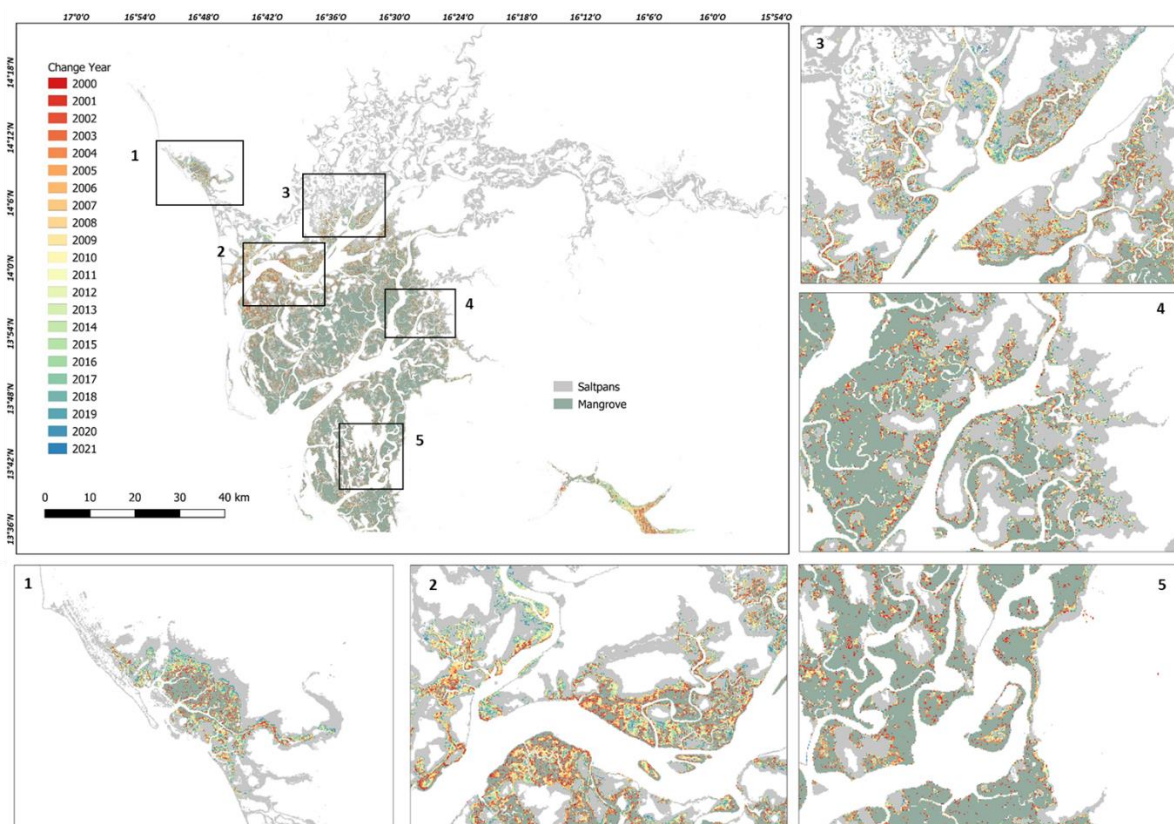


Figure 5.8. Années où des gains ont été détectés indiquent une augmentation de la couverture de la mangrove.

Il existe également des zones de perte de mangrove. Un hotspot de perte se trouve sur la façade littorale ouest dans les lieux qui ont été soumis à de l'érosion et la déstabilisation des bancs de vases (Fig.5.9.1). Les figures 5.9.2, 5.9.4 et 5.9.5 montrent des zones de pertes principalement anciennes datant du début des années 2000 et qui, pour certaines, ont été recolonisées (Fig 5.9.5 et fig. 5.8.5). La localité présentée en figure 5.9.3 montre des

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

diminutions de surfaces plus importantes dans le début des années 2000, mais également une proportion non négligeable de pertes dans la fin de la décennie 2010.

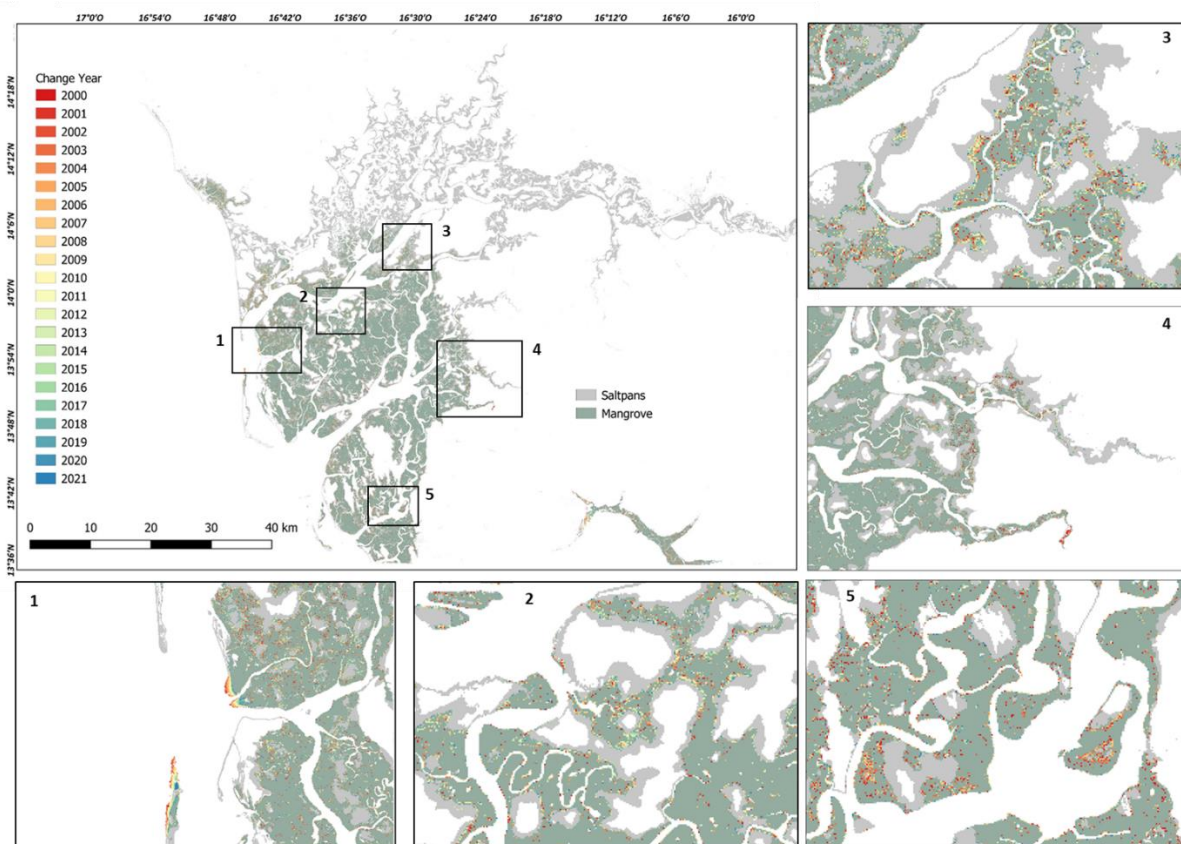


Figure 5.9. Années où des pertes ont été détectées indiquent une diminution de la couverture de la mangrove.

Bien que des hotspots de régressions soient visibles, une grande majorité des vasières du delta connaissent une progression des surfaces de mangrove entre 1999 et 2021. Les surfaces étaient de 47 769 ha en 1999 et sont de 63 538 ha en 2021. La figure 5.10 montre les tendances d'évolution des surfaces de mangrove, mais également l'implication des formations végétales dans ces dynamiques. La mangrove s'étend de façon continue depuis 1999 avec des phases de plus ou moins grandes progressions (Fig 5.10a). En moyenne la mangrove connaît un taux de progression de 1.3 % par an. De 2008 à 2012 la mangrove a connu un taux de progression supérieur à cette moyenne. C'est également le cas au début et au milieu des années 2000. Depuis 2012, le rythme de progression s'est ralenti atteignant 0.75 % d'augmentation par an en moyenne. La grande majorité des extensions s'effectue sur

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

les vasières tandis qu'une infime proportion de progression se fait sur la fermeture de certains chenaux (Fig. 5.10c).

Ces progressions se traduisent par une réorganisation interne des formations végétales de mangrove. En effet, les proportions de ces différentes physionomies évoluent (Fig. 5.10b) et montrent une augmentation de la mangrove haute et dense (HM) ainsi que de la mangrove basse et dense (LDM). La mangrove basse et ouverte (LOM) connaît une décroissance. Si cette dernière est la formation végétale qui contribue le plus à l'expansion des surfaces (19.9 % des changements) car elle symbolise les jeunes fronts de progressions, il est à noter que le passage de LOM à LDM constitue en moyenne 27 % des changements. Dès lors, la réduction de LOM s'explique principalement par une densification du couvert végétal changeant la physionomie de la mangrove (Fig. 5.10d). Par ailleurs la croissance des peuplements en place est également importante car le passage de LDM à HM compte en moyenne pour 20.3 % des changements interannuels.



Figure 5.10. Dynamiques spatio-temporelles de la mangrove entre 1999 et 2021.

(a) montre la superficie annuelle de mangrove gagnée ou perdue ainsi que le gain net, (b) montre l'évolution annuelle de la zonation de la mangrove, (c) montre la contribution annuelle des différents types de transitions à la colonisation de nouvelles zones, (d) montre la contribution annuelle des différents types de transitions à la réorganisation interne des forêts de mangroves.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

L'analyse cartographique des résultats permet de mettre en évidence les processus spatiaux de ces dynamiques. La figure 5.11 montre les changements récurrents observés à l'échelle du delta. Les vasières régulièrement inondées depuis la rupture de la flèche sableuse voient se former une mangrove haute dense au cours du temps (Fig. 5.11.1). Une croissance des peuplements proches des chenaux ainsi qu'une colonisation des vasières par une mangrove basse et ouverte peuvent être observées en figure 5.11.2. Enfin, la figure 5.11.3 montre un exemple où la structure de la zonation ne change que très peu, mais observe une densification de la partie moyenne des estrans. Cette zone est régulièrement occupée par *Rhizophora mangle*.

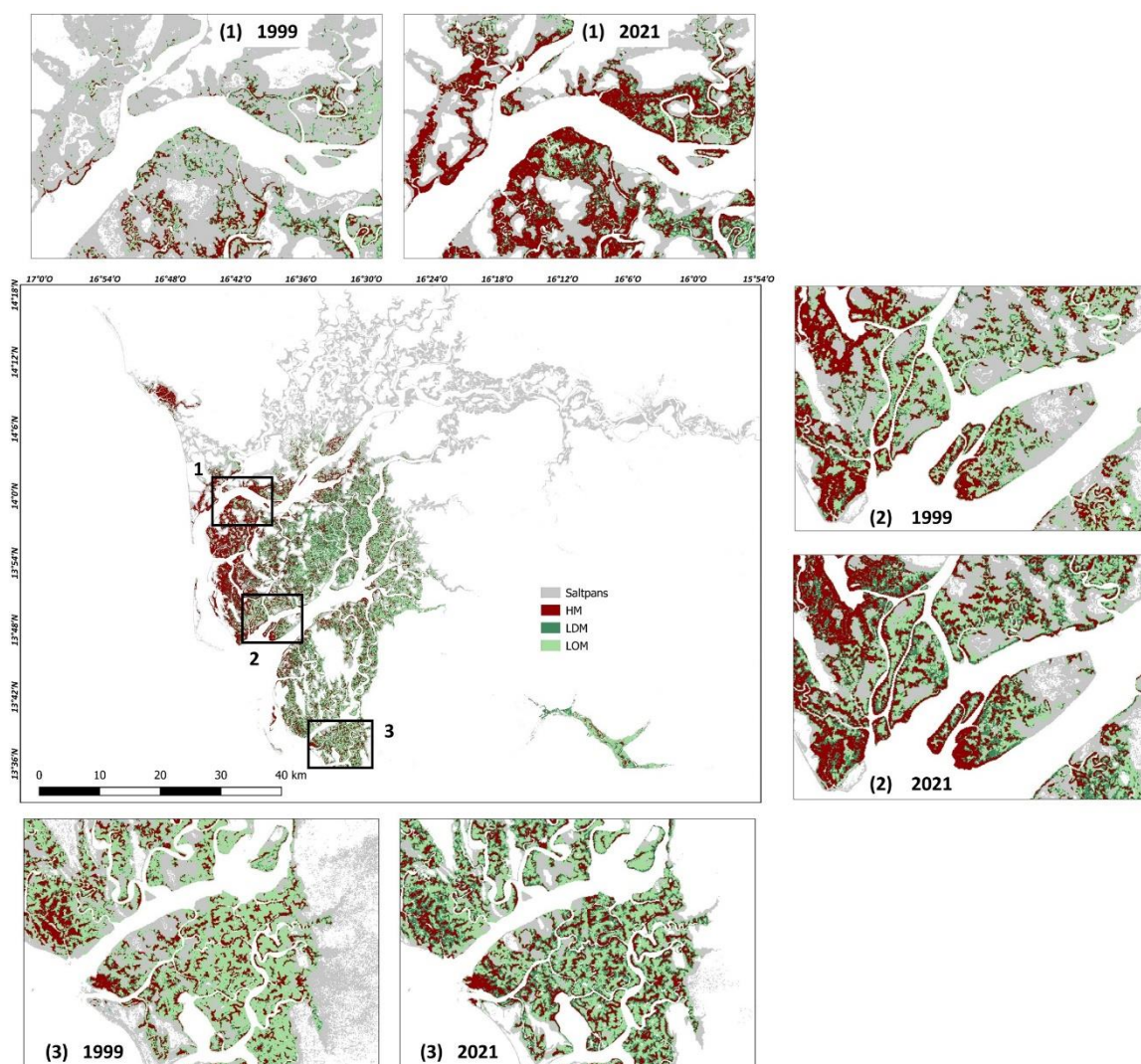


Figure 5.11. Modèles temporels de zonation de la mangrove entre 1999 et 2021.

L'image centrale présente les formations végétales en 2021. Les images adjacentes illustrent les changements locaux : (1) colonisation de vasières et établissement d'une mangrove basse et ouverte. (2) Colonisation de vasières par des plantes ligneuses et densification des peuplements. (3) Densification des peuplements dans les zones déjà occupées par la mangrove en 1999.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

5.3.4. Suivi continu du taux de couverture et de la contribution des espèces

La spatialisation continue du taux de couverture entre 1999 et 2021 grâce à LandTrendr permet d'une part, de mettre en évidence la magnitude des changements de densité du couvert végétal et, d'autre part, d'indiquer la signification des transitions quantifiées par l'évolution du taux de recouvrement. Par conséquent, la table 5.4 montre les taux de changements de recouvrement de la mangrove associés à chaque type de transitions évoquées précédemment. Les pourcentages représentent l'évolution du taux de recouvrement moyen des palétuviers sur les pixels. En moyenne, les colonisations les plus récurrentes (Saltflats to LOM) montrent en moyenne une augmentation du taux d'occupation de 62.88 %. Les densifications les plus fréquentes (LOM to LDM et LDM to HM) présentent en moyenne une évolution positive du taux d'occupation respectivement de 12.67 % et 11.64 %.

Tableau 5.4. Quantification des changements dans les taux moyens de couverture de mangrove en fonction des types de transitions.

Densification	FVC rate of change	Opening	FVC rate of change
LOM vers LDM	+ 12.67 %	HM vers LDM	- 1.46 %
LOM vers HM	+ 19.63 %	HM vers LOM	- 7.62 %
LDM vers HM	+ 11.64 %	LDM vers LOM	- 4.31 %
Colonization	FVC rate of change	Loss	FVC rate of change
Saltflats to LOM	+ 62.88 %	LOM to Saltflats	- 62.96 %
Saltflats to LDM	+ 76.85 %	LDM to Saltflats	- 73.35 %
Saltflats to HM	+ 87.63 %	HM to Saltflats	- 86.52 %

À partir de la détection des années de colonisations et des différentiels de taux de recouvrement, les taux de croissance annuels ont pu être calculés. Les valeurs les plus fréquentes (68 % des surfaces de progressions) sont situées entre 2 % et 8 % de croissance annuelle du taux d'occupation de la mangrove (Fig. 5.12). Dès lors, un peuplement de mangrove basse (> 2 m) et dense possède une large amplitude, entre 10 et 38 années, pour se constituer et coloniser plus de 75 % d'un pixel de 900 m² de vase nue. Par ailleurs, LOM peut se densifier en 4-6 ans pour évoluer vers LDM.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

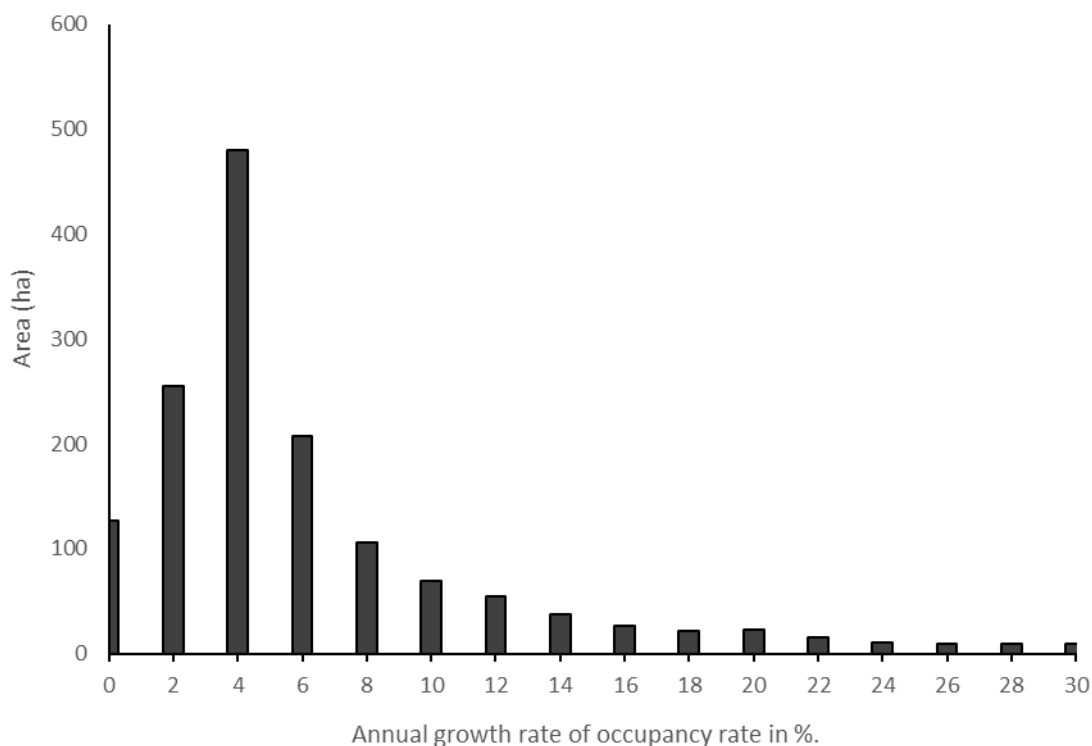


Figure 5.12. Nombre de pixels de progression en fonction du taux de croissance annuel du taux d'occupation

La contribution des espèces dans ce processus de régénération est inégale. *Rhizophora mangle* occupe 67 % des surfaces de progressions contre 27 % pour *Avicennia germinans* et 6 % pour *Rhizophora racemosa* (Fig. 5.13a). La trajectoire des surfaces de progressions montre que, suivant leurs dates de colonisations et leur contribution aux taux de changements annuels, les espèces révèlent des processus différents. Si les surfaces de *Rhizophora racemosa* et dans une moindre mesure d'*Avicennia germinans* restent équivalentes suivant la magnitude de changement de la mangrove, *Rhizophora mangle* apporte une contribution importante à la fluctuation globale des surfaces de mangroves. En effet, l'évolution des surfaces de mangrove est étroitement liée à la présence de *Rhizophora mangle* ($r = 0.99$) contre ($r = 0.84$) pour *Rhizophora racemosa* et ($r = 0.93$) pour *Avicennia germinans*. Dès lors, la progression des surfaces de mangrove semble être régie par la capacité de *Rhizophora mangle* à coloniser les vasières. Par ailleurs, l'espèce est également la plus fréquente dans le processus de densification à l'œuvre dans la mangrove du delta du Saloum (Fig. 5.13c). Entre 1999 et 2021, la colonisation des vasières par la mangrove ouverte (Saltflats to LOM) se traduit également par une proportion non négligeable d'*Avicennia germinans* dans ce processus. Ceci est confirmé par la figure 5.13d qui montre qu'*Avicennia germinans* est plus

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

fréquente dans les croissances intermédiaires de taux de couverture entre 40 et 75 %. Les faibles croissances, qui peuvent correspondre à de la densification voient une fréquence de *Rhizophora mangle* nettement plus importante qu'*Avicennia germinans*. Ce cas de figure s'observe également pour les croissances les plus fortes entre 80 et 100 %. Dès lors, *Rhizophora mangle* est l'espèce qui contribue dans la mise en place de peuplement de mangrove dense. On note également que les taux de croissances intermédiaires (autour de 50 %) sont globalement présents dans une moindre mesure (fig. 5.13d). Il convient de noter que les vasières initialement nues et situées au nord du delta proche de l'embouchure ont connu des taux de croissances très importants. En outre, ces lieux apportent la plus forte contribution aux progressions globales de la mangrove du Saloum. Dès lors, les dynamiques de progression semblent contrastées et peuvent se résumer à la densification des surfaces qui induisant de faibles croissances du taux de recouvrement et la colonisation de vasière au nord par des mangroves à présent denses.

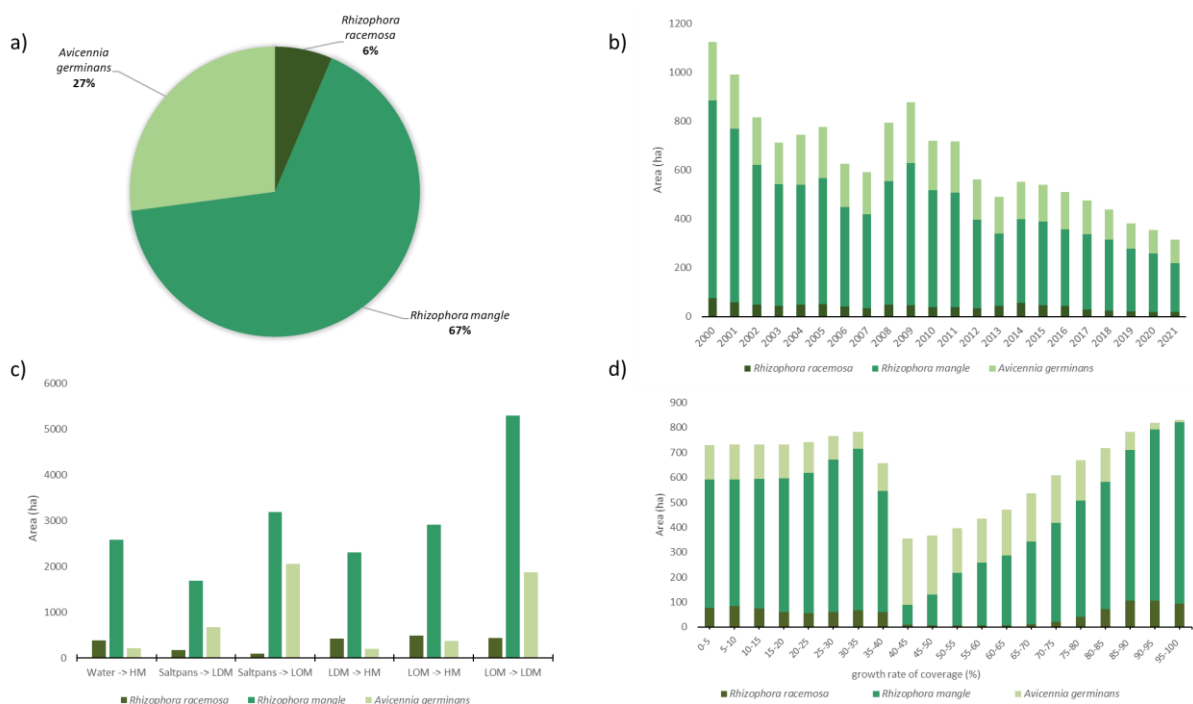


Figure 5.13. Contribution des espèces dans (a) la colonisation des mangroves, (b) par date de colonisation, (c) dans différentes transitions et réorganisations de la mangrove, et (d) dans différents taux de croissance des populations.

(100% représente une densité maximale. Ici, un taux de croissance de 20% signifie que la mangrove recouvre 20% de 900 mètres carrés chaque année)."

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

5.3.5. Analyse spatiale des schémas de distribution des espèces dans les colonisations

La figure 5.14 montre la profondeur des fronts de progression. Les différentes vignettes montrent localement comment la mangrove colonise les positions moyennes des estrans. À partir des surfaces de mangrove préexistantes, les progressions peuvent s'étendre en moyenne de 75 m. La vignette 5.14a montre la contribution des espèces dans les colonisations en fonction de la distance à la mangrove déjà présente en 1999. Si une décroissance de l'implication de *Rhizophora mangle* au profit d'*Avicennia germinans* s'observe en fonction des distances de progressions, cette tendance s'inverse à partir de 360 m. Jusqu'à cette valeur, ce gradient semble correspondre à la structure de la zonation de la mangrove classiquement décrite au Sénégal et aux gradients de distribution des espèces. Le regain de contribution de *Rhizophora mangle* dans les pixels éloignés semble donc contre-intuitif.

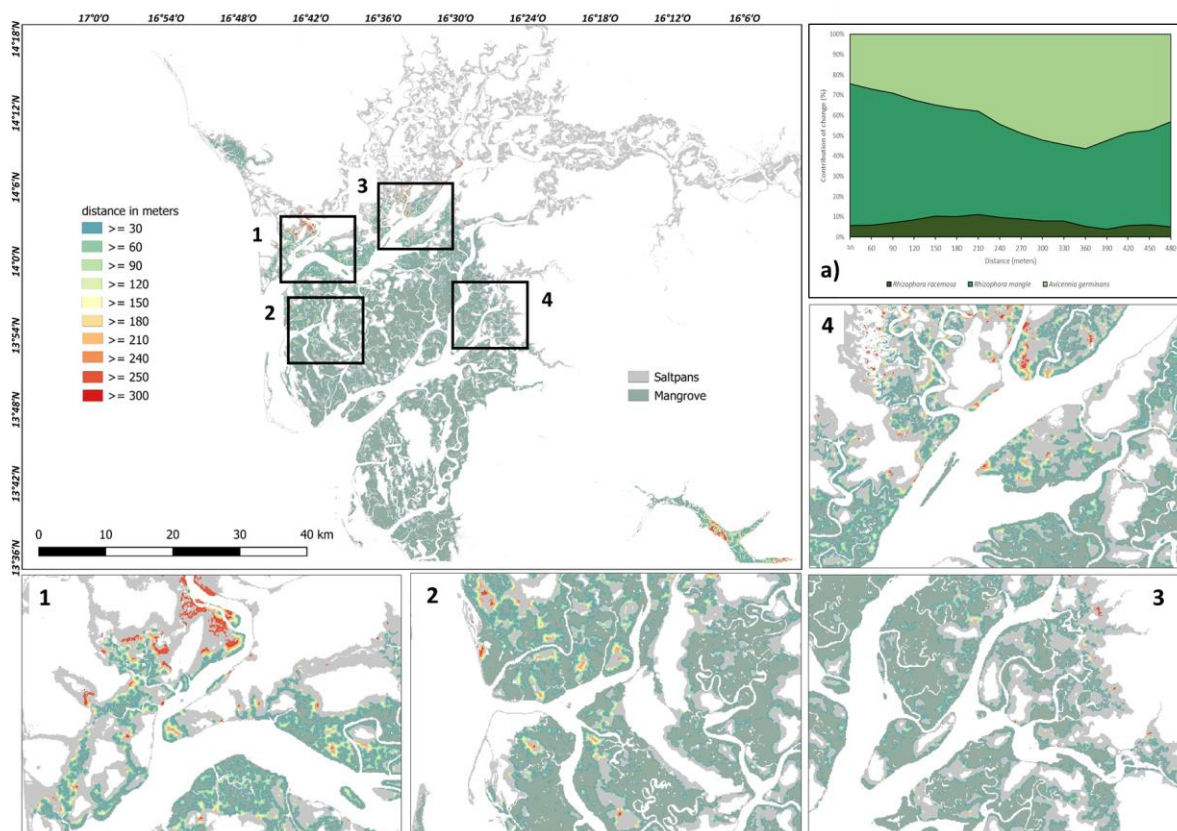


Figure 5.14. Fronts de progression (en mètres) des mangroves entre 1999 et 2021. Le panneau (a) montre la proportion d'espèces en fonction de la distance par rapport au front de progression.

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

5.4. Discussion

5.4.1. Intérêt et limites

L'approche LandTrendr s'est avérée utile pour le suivi de la dynamique de la zonation de la mangrove ainsi que pour estimer son taux de couverture. Cette approche est particulièrement intéressante pour les zones côtières qui sont soumises à des changements environnementaux qui peuvent être brusques ou progressifs (De Jong et al., 2021). Les résultats obtenus par cette méthode ont montré qu'elle peut être utilisée pour suivre l'évolution de la couverture végétale de la mangrove sur une longue période. Ces résultats rejoignent ceux de Lymburner et al. (2020) qui ont pu cartographier la couverture de la canopée sous les mêmes ordres de précisions. Cependant, il est important de noter que les images Landsat combinées à l'approche LandTrendr n'ont pas permis de suivre l'évolution de l'abondance des espèces dans le temps avec Landsat contrairement à Bullock et al. (2017) qui ont pu mettre en évidence la succession des espèces dans la mangrove du delta du Mekong. Néanmoins, ces auteurs ont affecté une classe dans le cas des pixels mixtes en espèces alors que nous avons tenté d'en estimer l'abondance. Dans cette optique, la cartographie de l'abondance est plus efficace avec Sentinel 1 et 2. Cependant, l'historique de ces données ne permet pas d'obtenir pour le moment des informations sur plusieurs décennies.

Plusieurs éléments peuvent expliquer l'échec des données Landsat par rapport à Sentinel 1 et 2. Tout d'abord, plusieurs études ont mentionné que les espèces présentes dans cette étude possédaient des caractéristiques saisonnières distinctes (Valderrama-Landeros et al., 2018 ; Valderrama-Landeros et al., 2021 ; Vizcaya-Martínez et al., 2022). Dès lors, les indices phénologiques comme l'amplitude annuelle spectrale et la phase, calculées à partir de S2, pourraient être de sérieux atouts pour discriminer l'abondance des espèces. De plus, la hauteur des peuplements de mangrove du Sénégal varie notamment en fonction des espèces présentes (Sow et al., 1991, Solly et al., 2018). Par ailleurs, les données de terrain de cette étude montrent que les peuplements > 6 m de hauteur sont composés uniquement de *Rhizophora racemosa* tandis qu'aucun *Avicennia germinans* n'a été recensé dans des peuplements possédant une hauteur de moyenne supérieure à 3 m. Par conséquent, les données S1, sensibles à la structure verticale des peuplements (Castillo et al. 2017 ; Pham et al., 2017 ; Navarro et al., 2019) semblent appropriées pour détecter l'abondance des espèces quand elles sont combinées à S2 (Pham et al., 2017 ; Navarro et al., 2019). En outre, les

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

données SAR et optiques ont déjà permis de déterminer les classes d'âges des peuplements de mangrove, leur hauteur et les changements de biomasse (Lucas et al., 2020). Dès lors, le potentiel des données S1 et S2 s'avère important pour cartographier un large panel de caractéristiques de la mangrove dans le temps et en quasi-temps réel. En utilisant une démarche similaire à celle présentée dans ce travail, des études pourraient alors utiliser les segmentations temporelles comme CCDC (Zhu et Woodcock, 2014) pour suivre les caractéristiques physiologiques, floristiques et estimer les dynamiques de populations avec les données S1 et S2 quand les séries temporelles couvriront une amplitude temporelle plus large.

5.4.2 Restructuration des espèces suite à une période de sécheresse

La mangrove du Sénégal a connu une phase régressive puis progressive de ses surfaces qui a été documentée (Dieye et al., 2013 ; Fent et al., 2019 ; Andrieu et al., 2020). Peu d'études ont analysé l'implication des espèces ou les changements de physiologies face à ces changements. Ce travail s'est focalisé sur une méthode de détection continue des caractéristiques physiologiques et floristiques. Néanmoins, les lacunes de données Landsat avant 1999 n'ont pas permis de documenter la phase régressive et l'inversion de la tendance dans la dynamique spatiale de la mangrove sénégalaise. Cependant, plusieurs dynamiques régénératives ont pu être quantifiées à l'échelle du delta. D'abord, il apparaît que *Rhizophora mangle* contribue de manière prépondérante à la régénération des surfaces qui se font majoritairement dans les positions moyennes des estrans. L'établissement des propagules pourrait expliquer ce phénomène. En effet, plusieurs études ont mentionné des lacunes de régénérations d'*Avicennia germinans* dans le delta du Saloum (Andrieu et al., 2020 ; Lombard et al., 2020 ; Devaney et al., 2021). Les salinités demeurant élevées en dépit de la reprise des pluies combinées aux dynamiques hydrologiques peuvent expliquer l'échec de l'ensemencement d'*Avicennia germinans* (Lombard et al., 2020 ; Devenay et al., 2021). *Rhizophora mangle* est en outre préféré dans les stratégies de reboisements en raison de sa facilité de plantation (Gallup et al., 2020). Dès lors, ces phénomènes pourraient expliquer la fréquence importante de *Rhizophora mangle* dans la densification de la mangrove, mais également dans le processus de colonisation des vasières sur des positions plus hautes (cf. Fig 5.14a). Les résultats de cette étude corroborent l'hypothèse que *Rhizophora mangle* est plus compétitive actuellement qu'*Avicennia germinans* dans le processus de colonisation. En effet,

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

la probabilité que les pixels lointains soient colonisés est plus faible. Dès lors, en ces lieux, la capacité de dispersion et d'ensemencement possèdent un rôle majeur. L'inversion de la dynamique de décroissance de *Rhizophora mangle* sur les distances lointaines pourrait montrer que la superposition de niches et la compétition induite tourneraient à l'avantage de *Rhizophora mangle* depuis le processus de régénération des surfaces. Il convient également de mentionner que les reboisements dans le delta du Saloum sont monospécifiques et ne concernent que le *Rhizophora mangle*. Dès lors, le regain de proportion de cette espèce dans la colonisation des lieux éloignés pourrait être également le résultat des stratégies de reboisement. Néanmoins, Andrieu et al. (2020) ont mentionné qu'elles ne contribuaient pas de manière significative à l'extension des surfaces depuis plusieurs décennies.

5.4.3. Applications potentielles

La méthode proposée dans ce travail permet un suivi continu des surfaces de mangrove, de sa physionomie et de l'évolution de son taux de couverture. Cela permet d'obtenir des informations sur le rythme des changements. Dès lors, ces informations pourraient à l'avenir être couplées aux données environnementales pour appréhender leurs impacts sur la mangrove du Sénégal. En effet, les facteurs environnementaux cités comme agissant sur la mangrove sont nombreux, mais n'ont jamais été réellement quantifiés. Il existe un débat scientifique sur la contribution des coupes et de la salinité dans les dynamiques régressives ainsi que celle des reboisements et de plus faibles salinités induites par le retour d'une pluviométrie plus abondante pour expliquer les dynamiques progressives de la mangrove du Sénégal (Ndour et al., 2012, Dieye et al., 2013 ; Fent et al., 2019 ; Andrieu et al., 2020 ; Descroix et al., 2020 ; Gallup et al., 2020 ; Devaney et al., 2021). Néanmoins, aucune étude n'a permis de pondérer ces contributions. Devaney et al. (2021) ont permis d'identifier des seuils de salinités auxquels *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans* subsistent. Descroix et al. (2020) ont permis d'évaluer la dynamique de la salinité dans le delta par l'intermédiaire de relevés à plusieurs dates. Gallup et al. (2020) ont quantifié les besoins et l'utilisation du bois de mangrove par les populations locales. Dans cette étude, les espèces et les physionomiques recherchées principalement par les populations locales sont celles qui montrent les plus forts taux de progression (*Rhizophora mangle*) ou d'infimes variations (*Rhizophora racemosa* et mangrove haute). Dès lors, les impacts anthropiques directs sur la dynamique des surfaces de mangrove devraient être quantifiés plutôt qu'énoncés en

Interpolation spatiale des attributs d'une formation végétale, quelle contribution à l'évaluation des facteurs de changements ?

postulat. Par conséquent, l'approche proposée dans ce travail pourrait permettre à l'avenir de disposer d'une série temporelle dense du taux de couverture et de la physionomie des mangroves d'Afrique de l'Ouest à mettre en relation avec les variables environnementales ; anthropiques ou biophysiques. Il est pour cela également nécessaire que les ONGs mettent à disposition les données de localisation des reboisements pour suivre leur évolution, quantifier leur impact sur la régénération de la mangrove et garantir la transparence des taux d'échecs et de réussites qui ont été discutés dans plusieurs études (Cormier-Salem et Panfili, 2016 ; Andrieu et al., 2020 ; Gallup et al., 2020 ; Devaney et al., 2021).

5.5. Conclusion

Cette étude a permis de spatialiser certaines caractéristiques de la mangrove sur plus de 20 ans. Les propriétés des peuplements plurispécifiques peuvent être appréhendées grâce au modèle hurdle permettant d'évaluer la contribution des espèces dans les dynamiques de surfaces à l'échelle du delta.. La physionomie, le taux de couverture et l'abondance relative des espèces peuvent être cartographiées à une résolution de 10 m à partir des séries temporelles denses sentinel-1 et 2. Les données Landsat s'avèrent utiles pour discriminer efficacement les formations végétales (physionomie) et le taux de couverture de la mangrove. Néanmoins, elles s'avèrent inefficaces pour quantifier l'abondance des espèces. L'approche LandTrendr de segmentation temporelle permet donc de retranscrire l'évolution des caractéristiques physiologiques en évitant les biais induits par la variabilité spectrale saisonnière. Dès lors, cette approche peut s'avérer utile pour suivre de manière interannuelle la croissance, la densification et l'ouverture des peuplements de mangrove. Ces processus émergents à l'échelle régionale peuvent résulter des interactions à des échelles locales entre les descripteurs environnementaux et les processus biologiques de la mangrove. Ce travail a permis de mettre en évidence les réponses contrastées des espèces qui à terme pourraient réorganiser profondément la structure spatiale de la zonation dans la mangrove du Saloum. Par conséquent, les paramètres de récupération de la mangrove identifiable par la méthode présentée dans ce travail pourraient être mis en relation avec des sources de données auxiliaires pour comprendre plus finement les réponses de la mangrove aux perturbations et aux stress environnementaux.

Chapitre 6 : Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

6.1. Introduction

Les processus de dispersion sont déterminants pour les espèces végétales puisqu'ils influencent la démographie des populations (Schurr et al., 2012). En mangrove également, ces mécanismes induisent la capacité de reproduction et de migration des espèces (Rabinowitz, 1978). Dans des contextes de changements environnementaux, il est important de comprendre dans quelle mesure les processus de dissémination des espèces de mangrove peuvent être contraints par les facteurs physiques et biologiques (Van der Stocken et al., 2019). Dans les écosystèmes de mangrove, l'établissement et la colonisation des vasières par les espèces végétales se produisent régulièrement lors de la conjonction d'évènements émanant d'interactions entre différents processus biophysiques (Krauss et al., 2008 ; Alleman et Hester, 2011 ; Balke et al., 2011 ; Balke et al., 2014 ; Van der Stocken et al., 2019 ; Lombard et al., 2020 ; Yuan et al., 2020). La fenêtre d'opportunité (WoO) est un cadre conceptuel qui a émergé pour appréhender des seuils et identifier les conditions environnementales propices à la colonisation des vasières par les espèces de mangrove (Balke et al., 2013). Ces auteurs ont pu déceler un ensemble de facteurs induisant le succès d'établissement des propagules d'espèces pionnières de mangrove comme celle du genre *Avicennia*. Les processus de dispersion et d'établissement des propagules ont été relativement documentés concernant le genre *Avicennia* (Steinke, 1975 ; Rabinowitz, 1978 ; Hogarth, 1999 ; Krauss et al., 2008 ; Alleman et Hester, 2011 ; Balke et al., 2011 ; Van der Stocken et Menemenlis, 2017 ; Van der Stocken et al., 2019) et spécifiquement pour *Avicennia germinans* (Alleman et Hester, 2011 ; Langston et al., 2020 ; Pranchai et al., 2021 ; Sinsin et al., 2021). Le succès d'établissement des propagules est en particulier conditionné par plusieurs facteurs. La flottabilité des propagules permet à l'espèce de se disséminer, mais peut, également, induire l'échec de sa reproduction si la propagule flotte indéfiniment. Or la capacité de flottaison des propagules dépend de l'hydrodynamisme et de la salinité. Une salinité importante induit une densité de l'eau supérieure à celle de la propagule et engendre la flottaison (Steinke, 1975 ;

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

Rabinowitz, 1978 ; Hogarth, 1999). Il est à noter qu'une flottaison prolongée dégrade en plus la propagule et réduit donc significativement la probabilité pour la propagule de s'enraciner (Alleman et Hester, 2011). Dans certains cas, l'hydrodynamisme et la force tractrice de la marée peuvent déloger une propagule qui a coulé, mais qui ne s'est pas encore enracinée (Balke et al., 2011).

Par ailleurs, il est important de constater que les tapis herbacés poussant sur les marais salés à mangrove favorisent significativement le piégeage des propagules (McKee et al., 2007 ; Peterson et Bell, 2012 ; Donnelly et Walters, 2014 ; Lombard et al., 2020). Les débris de bois morts peuvent également jouer le rôle de pièges (fig. 6.1) et augmenter la probabilité de germination (Sinsin et al., 2021).



Figure 6.1. Débris de bois morts jouant le rôle de piège pour une propagule d'*Avicennia germinans*. (Lombard, 2021)

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

Dans le cas où la propagule s'échoue sur l'estran, les conditions de salinités influencent ensuite la croissance racinaire (Krauss et al., 2008) et l'émergence d'une future plantule. Sinsin et al (2021) ont montré que les salinités optimales pour la germination des propagules d'*Avicennia germinans* et la croissance des plants étaient situées entre 3 et 17 psu avec une proportion maximale de propagules ayant germé à 91% dans ces conditions optimales. La probabilité de germination des propagules était quant à elle réduite dans des conditions de salinité à plus de 34 psu et tombait à 9%.

Dans les estuaires à mangrove du Sénégal dits « inverses » la salinité croit de l'aval vers l'amont en l'absence d'apport fluvial conséquent (Marius, 1985). En saison sèche, la salinité de l'eau dépasse très nettement celle de l'océan (Descroix et al., 2020). En saison des pluies, la salinité de l'eau peut être équivalente à celle l'océan (35 psu) dans le delta du Saloum tandis que l'estuaire de la Casamance peut présenter des salinités allant de 35 psu à moins de 10 psu (Descroix et al., 2020). Dans le Saloum, on observe *Avicennia germinans* dans 2 situations avec deux profils distincts. Dans les vasières nues, en continuité avec les formations de *Rhizophora*, des *Avicennia germinans* adultes sont présents, mais aucune régénération in situ ne s'observe (Andrieu et al., 2020). Dans les parties hautes aux sols secs, hyperhalins et acides de l'estran (tannes), on observe, dans des tapis herbacés (*Sesuvium portulacastrum*) des populations aux âges hétérogènes et avec de jeunes individus. En Casamance, en revanche, les pyramides des âges sont équilibrées et *Avicennia* se régénère dans les lieux de présence des arbres adultes (Lombard et al., 2020). Par conséquent, l'hypothèse qu'*Avicennia germinans* soit une population relictuelle dans le Saloum a été émise (Lombard et al., 2020).

Les conditions ayant permis aux populations adultes actuelles de s'implanter dans le Saloum ont donc changé. Dès lors, les différences de salinité entre ces deux hydrosystèmes semblent expliquer l'absence de régénération par ensemencement dans le Saloum alors que le processus s'effectue en Casamance (Lombard et al., 2020). Les jeunes pousses et jeunes arbustes observés dans les lieux de piégeage tels que les tapis herbacés de *Sesuvium portulacastrum* rappellent que ce milieu est viable et que la salinité n'est pas un obstacle à la croissance des semis. La dépendance d'*Avicennia germinans* aux pièges à propagule révèle que le recrutement n'a pas lieu ailleurs dans les parties de l'estran où la vase est à nu, malgré la baisse des conditions tannes (Descroix et al., 2020). Lombard et al (2020) ont montré, après expérimentations, que plus de 90% des propagules coulent à une salinité de 35 psu. Or, cette

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

salinité se retrouve à présent dans la majeure partie du Saloum à la saison des pluies, la flottaison n'explique pas, seule, la lacune de régénération. Dès lors, nous émettons l'hypothèse que la salinité des eaux du Saloum provoque une lente croissance racinaire et que l'hydrodynamisme emporte les propagules, même si elles coulent, avant leur enracinement.

À cela s'ajoute une deuxième hypothèse. La fenêtre d'opportunité (qui s'est ouverte régulièrement dans les années 1950 et 1960) pourrait néanmoins s'ouvrir dans les conditions actuelles lors des grands orages qui provoquent des pics (locaux et temporaires) de désalinisation. En effet, l'analyse des séries temporelles pluviométriques et de salinités montre que le Saloum a connu pendant la période 1951-1967 des cumuls pluviométriques annuels proches de ceux observés aujourd'hui en Casamance. De même, des salinités inférieures à 20 psu ont été observées ponctuellement dans le Saloum à cette même période (CRODT, Olivry, 1987 ; Pagès et Citeau, 1990). Actuellement, ces salinités ne sont pas durablement inférieures à 20 psu dans le Saloum.

Dès lors, ce chapitre se propose de tester plus précisément ces hypothèses par l'intermédiaire d'une synthèse d'observations naturalistes, d'expérimentations avec les propagules et d'analyses des séries temporelles pluviométriques. Plus particulièrement, nous présenterons tout d'abord les résultats d'une expérimentation sur l'implication de l'hydrodynamisme dans le succès d'établissement des propagules. Ensuite, nous évaluerons l'impact de la salinité sur la vitesse d'enracinement des propagules par une deuxième expérimentation. Enfin, par la synthèse des observations et par une analyse à plusieurs échelles temporelles des séries pluviométriques, nous essaierons de placer l'amplitude de cette fenêtre d'opportunités (Balke et al., 2013) permettant l'établissement des semis d'*Avicennia germinans*.

6.2. Matériels et méthodes

6.2.2. Configurations des expérimentations

Les expérimentations ont été réalisées selon trois dispositifs distincts décrits succinctement sur la figure 6.2 et permettant de tester les hypothèses suivantes :

- Les salinités proches de celles de l'eau de mer ne permettent pas la stabilité des propagules lors des marées
- Les niveaux de salinités ont une incidence sur la vitesse d'enracinement des propagules.
- Des salinités nettement inférieures à l'eau de mer atténuent les effets de l'hydrodynamisme.

Dès lors, une expérimentation sur estran a permis de tester si l'hydrodynamisme jouait bien un rôle déterminant sur l'absence de reproduction constatée et évacuer la possibilité que l'absence de germination soit engendrée par de la prédation. Puis, une deuxième expérience a été réalisée sur un estran en Gambie où les conditions hydrologiques étaient proches de celles de l'eau douce et où *Avicennia germinans* effectue son recrutement normalement. Enfin, une expérience en mésocosme a permis d'évaluer la relation entre les concentrations en sel de l'eau et la vitesse de croissance des racines. En effet, il existe une incertitude concernant le temps nécessaire à l'enracinement des propagules même à basses salinités. Dès lors, il apparaissait important d'évaluer l'intervalle de temps où les propagules étaient potentiellement vulnérables à l'hydrodynamisme.

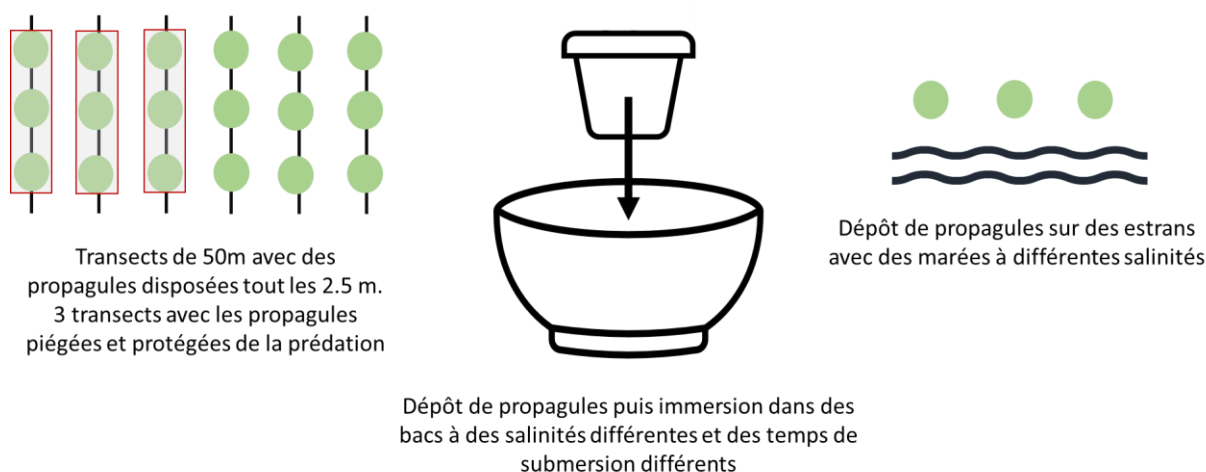


Figure 6.2. Configurations des expérimentations

6.2.2.1. Sites

L'expérience a été menée sur un estran situé entre les villages de Toubacouta et Bani (16.48°E et 13.78°N). Ce site a été choisi car il ne présentait pas de variations topographiques hormis le gradient d'inondation rectiligne nous permettant d'établir facilement plusieurs transects parallèles qui suivaient le gradient de marée. Ce site a également été choisi car les salinités en saison des pluies y sont parmi les plus faibles du delta du Saloum (Descroix et al., 2020) grâce aux eaux de ruissellement venant de la terre ferme. Elles peuvent y être légèrement inférieures à celles de l'océan. La salinité n'a pas réellement fluctué pendant les expériences se maintenant aux alentours de 32 psu dans la période du 15/08/2021 au 11/09/2021.

6.2.2.2 Collecte de propagules

Des propagules d'*Avicennia germinans* ont été collectées à proximité du site d'expérimentation. Toutes les propagules ont été récoltées au sol et montraient des signes d'ouverture. Celles qui ont été récoltées possédaient toutes des péricarpes sans aucune altération. Au total, 120 propagules ont été collectées avec des longueurs ≥ 3.5 cm (max = 4.5 cm) et des largeurs ≥ 3 cm (max 3.5 cm). Il a d'ailleurs été observé une grande variabilité dans l'abondance des propagules sur les arbres, la plupart des individus ne présentant aucune propagule.

6.2.2.3. Expérimentation en situation sur l'estran

L'expérience a été menée sur l'estran à l'aide de 6 transects disposés parallèlement au sens de progression de la marée (fig. 6.3). Les propagules ont été disposées tous les 2.5 m sur 50 m sur chaque transect (fig. 6.4). 60 propagules ont été piégées (fig. 6.3) et 60 ont été simplement disposées sur la vase. L'objectif ici est de tester les hypothèses qu'un piégeage mécanique seul, permet la germination et, en même temps, évacue l'hypothèse de l'herbivorie. De plus, les transects disposés dans le sens de la pente de l'estran, avaient également vocation à mesurer les effets du gradient de submersion sur l'établissement des propagules.

Pour les trois transects avec piégeage, le piégeage artificiel a été réalisé en deux temps. D'abord, les propagules ont été maintenues au sol sans degré de liberté possible évitant leur mise en mouvement potentielle par la marée. Ensuite, les propagules ont été piégées avec

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

une cage leur permettant de se dresser (fig. 6.3). Les premiers dispositifs ont été enlevés successivement avec 24 heures d'intervalle (soit deux marées). Le deuxième dispositif de piégeage a été enlevé après 7 jours pour laisser les propagules en situation standard.

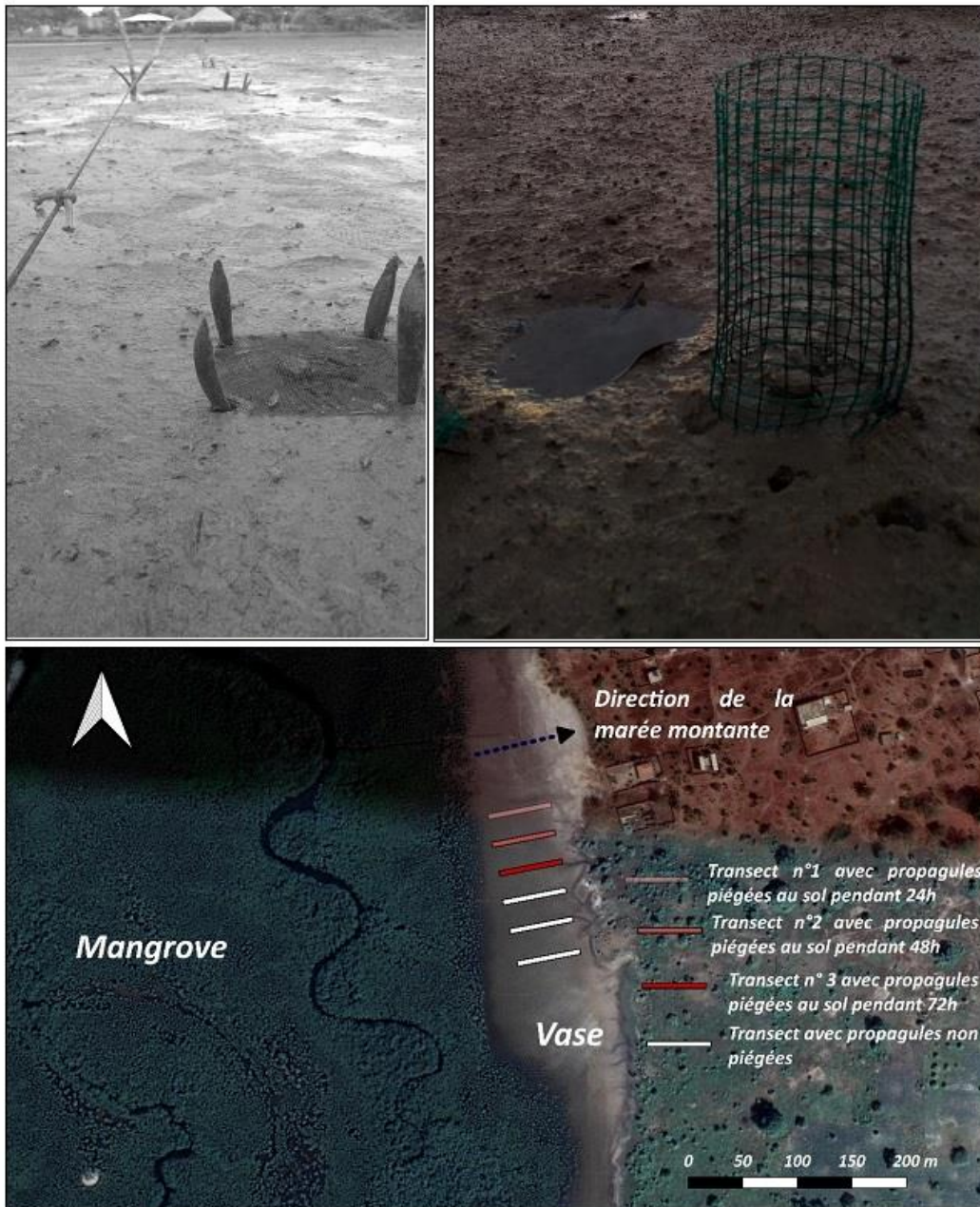


Figure 6.3. Protocole d'expérimentation in-situ sur l'estran.

En haut, à gauche : pièges permettant de maintenir les propagules au contact de la vase. En haut, à droite : pièges permettant aux propagules de se redresser.

En bas, positionnement des transects. En blanc : transects avec propagules non piégées. En rouge : transect avec propagules piégées. Le gradient de rouge est fonction la durée du piégeage au sol.

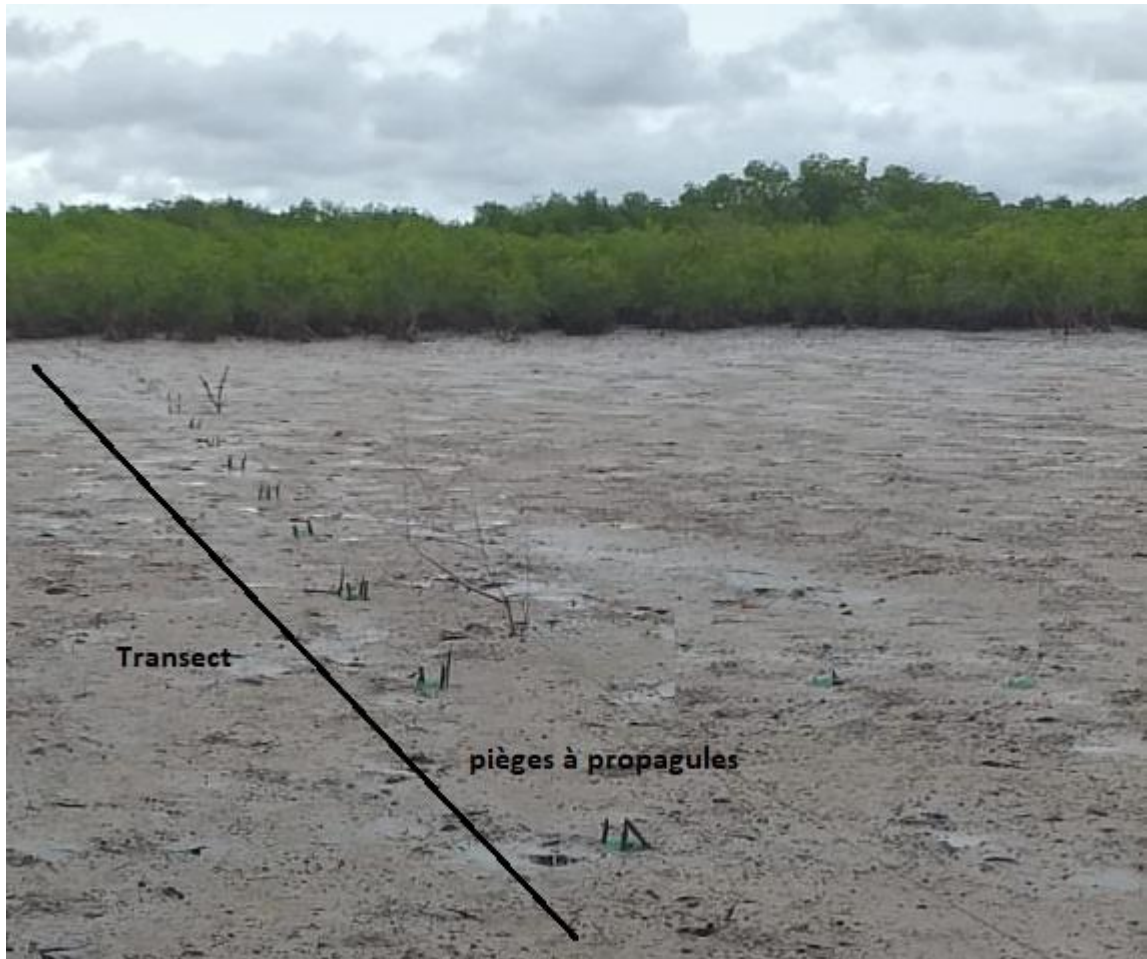


Figure 6.4. Photographie du transect et de la disposition des propagules

6.2.3. Expérimentations en mesocosmes

108 propagules ont été mobilisées pour l'expérimentation. Celles-ci ont été réparties dans 27 pots au diamètre de 15 cm, remplis de vase. Quatre propagules ont été disposées par pot. À l'inverse de l'expérience in-situ, des propagules ont été collectées directement sur les arbres pour pallier le manque de propagules pouvant être ramassées au sol. Celles-ci connaissent une variabilité morphologique plus importante.

Ces unités expérimentales (fig. 6.5) ont ensuite été introduites par trois dans des bacs d'eau à des salinités différentes. Les teneurs en sel testées allaient de 0 psu à 35 psu par pas de 5. Chaque pot a été immergé 2h, 4h ou 6h, deux fois par 24h pour simuler l'effet des marées. L'objectif était d'une part, de tester l'impact de la salinité et du temps de submersion sur la vitesse d'établissement des propagules. Les niveaux de salinités des bacs ont été évalués et réajustés si besoin avant chaque immersion. Les teneurs en sel ont été mesurées l'aide d'un

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

réfractomètre modèle PCE© 0100 et d'un conductimètre (HannaHi92130©) pour les valeurs les plus faibles. Par ailleurs, les pots ont été isolés des autres conditions extérieures comme la pluie ou la prédation.



Figure 6.5. Photographie de l'expérience en mesocosmes

6.2.4. Densité des espèces et dynamique des populations

Les processus d'ensemencement à l'échelle micro locale produisent sur un temps plus long un résultat émergent à l'échelle des estrans et du delta. La dynamique de population et la densité de l'espèce résument la réussite ou non de ces processus. En effet, une pyramide des âges équilibrée démontre un renouvellement des générations d'arbres. La densité relative des espèces indique quant à elle que le milieu offre des conditions satisfaisantes pour qu'elles accomplissent leurs fonctions végétatives. En outre, des taux d'abondances inégaux peuvent induire des niveaux d'adaptations aux conditions environnementales différentes. Elles peuvent également être le résultat de compétition interspécifique.

Dans cette optique, des relevés de végétation ont été réalisés pour appréhender la densité des espèces de mangrove et sa structure spatiale à l'échelle du delta. L'échantillonnage visait un compromis entre une répartition relativement bien dispersée des zones prospectées au sein du delta et une facilité d'accès à ces zones. Dès lors, un échantillonnage aléatoire conditionné a été réalisé sur la mangrove du delta du Saloum. 200 points initialement ont été

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

généralisés en respectant une distribution uniforme au sein d'une typologie des changements de formations végétales entre 2000 et 2018 réalisés par Lombard et Andrieu (2021). L'objectif ici était de maximiser les chances d'observer des dynamiques de population et de densité différentes pour tenter d'appréhender d'éventuels contrastes dans la trajectoire des espèces végétales en jeu dans les dynamiques de changements. Une centaine de points ont pu être conservés après vérification par imagerie satellitaire très haute résolution qu'ils étaient accessibles dans un temps raisonnable. Les points accessibles uniquement après la traversée de plusieurs centaines de mètres de mangrove dense ont été exclus.

Sur place, des transects de 50 m ont été établis. Des mesures du taux de recouvrement ont été effectuées le long des lignes échantillons. Nous avons, de plus, veillé à relever l'âge approximatif, la hauteur et la longueur de la canopée des individus sur la ligne. Des observations particulières ont également été notées comme la présence de propagules en germination du genre *Rhizophora spp.* et d'*Avicennia germinans* ou encore la présence et l'abondance des propagules au sol ou sur les arbres.

6.2.5. Séries temporelles pluviométriques

La fluctuation dans le temps de la salinité en fonction de la pluviométrie du Saloum et de la Casamance a été documentée (Descroix et al., 2020 ; Olivry, 1987 ; Pagès et Citeau, 1990). Les précipitations journalières des stations météorologiques de Kaolack (Saloum) et de Ziguinchor (Casamance) ont été étudiées pour comparer les changements pluviométriques des deux hydrosystèmes à des échelles temporelles différentes. L'analyse des totaux annuels et mensuels a été réalisée. Les fréquences d'épisodes pluviométriques ont également été calculées notamment pour appréhender une potentielle baisse ponctuelle de la salinité à une échelle temporelle plus fine que les données mensuelles de précipitation.

L'objectif ici est d'appréhender les changements pluviométriques qui se sont opérés depuis 1951 par une approche temporelle multiscalaire. Les modifications des régimes pluviométriques au cours du temps ont été analysées par l'intermédiaire de segmentations basées sur la détection des points de ruptures des séries temporelles (Killick et Eckley, 2011). Nous avons utilisé une méthode simple dite de segmentation binaire (Scott et Knott, 1974). Par une approche séquentielle, le signal est d'abord scindé en deux parties grâce à la

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

détection d'un point de rupture. La position du point de rupture est déterminée en mesurant l'homogénéité des deux segments temporels résultants. La moyenne des valeurs de précipitations a été utilisée comme indicateur pour calculer l'homogénéité des segments. Ensuite, un test du maximum de vraisemblance a été réalisé pour mesurer la significativité des différences entre les segments. Cette même procédure est réitérée sur les sous-segments obtenus. La procédure s'interrompt en fonction du nombre de points de rupture désiré. Plusieurs méthodes peuvent être employées pour sélectionner le nombre de points de rupture optimal. Par exemple, une fonction de coût peut mesurer l'impact d'un nouveau segment dans le test de maximum de vraisemblance. Nous avons utilisé dans cette analyse le critère d'information bayésien (BIC). Dès lors, un point de rupture optimal a été détecté pour Kaolack contre deux pour Ziguinchor. Par conséquent, sur l'intégralité des deux séries temporelles principalement affectées par des changements de leur moyenne, le rebond pluviométrique est incontestablement plus significatif en Casamance que dans le Saloum. Dans cette optique, nous avons fixé le nombre de points de rupture à trois pour permettre une potentielle segmentation des deux sous-signaux résultant du premier fractionnement. La même méthode et des paramètres identiques ont été utilisés pour la caractérisation des séries temporelles pluviométriques annuelles et mensuelles.

Par ailleurs, des mesures de salinité ont été effectuées dans le Saloum durant le mois d'août 2021 et notamment après des épisodes pluvieux. Ces mesures sont inévitablement hétérogènes dans le temps et dans l'espace et ont été contraintes par notre localisation au moment de l'épisode pluvieux. Néanmoins, celles-ci peuvent être contextualisées grâce aux données CHIRPS (Climate Hazards Infrared Precipitation with Stations) (Funk et al., 2015). En effet, ces données à la résolution spatiale de 0.05°, permettent de recenser les cumuls journaliers depuis 1981. L'incertitude autour des données CHIRPS a été quantifiée pour l'Afrique de l'Ouest. Le modèle surestime les précipitations mensuelles en moyenne de 13,91 mm et au maximum de 28,38 mm (Sacré Regis et al., 2020). Bien qu'incertaines, ces données peuvent permettre d'estimer l'incidence d'un épisode pluvieux sur la baisse ponctuelle de la salinité.

6.3. Résultats

6.3.1. Réactions des propagules facteurs biophysiques de l'estran

6.3.1.1. Propagules en situation standard

Après une journée, soit deux marées, 16 propagules non piégées (28%) ont été retrouvées sur le dispositif et seulement une d'entre elles, sur 60, occupait sa position initiale. Sur les 25 premiers mètres des transects du dispositif, 5 propagules non piégées (8%) ont été retrouvées. Sur les 25 derniers mètres, 11 propagules (18%) ont été retrouvées. La propagule restée sur place se trouvait à 42,5 mètres ; soit dans les positions les plus hautes du dispositif. Après deux jours, 13 propagules non piégées (22%) étaient encore sur le dispositif, une était toujours dans sa position initiale. La part de ces propagules sur la partie aval et amont de l'estran était presque identique. Le troisième jour, 70 % des propagules non piégées restantes se situaient au-delà des 25 premiers mètres soulignant l'impact de la position initiale des propagules (donc de l'importance de la lame d'eau) au sein de l'estran sur leur probabilité de délogement. Par ailleurs, 85% des propagules non piégées restantes présentaient un système racinaire en croissance et en contact avec la vase. À l'issue de la première semaine, après 14 battements de marée et deux orages recensés, 2 propagules non piégées seulement ont été retrouvées sur le site. La base de leur système racinaire était visible, mais les propagules ne semblaient pas être solidement enracinées dans la vase.

6.3.1.2. Propagules en situation de piégeage

Au premier jour, 62% des propagules ayant été piégées possédaient une base de leur système racinaire visible. Néanmoins aucune propagule n'était enracinée dans la vase. Les pièges du premier transect ont été changés pour permettre aux propagules de se lever, les deux jours suivants, la même opération a été effectuée pour le transect n°2 et n°3. Après deux jours, l'intégralité des propagules du premier transect étaient encore dans leur piège, mais avaient bougé en son sein, soulignant le pouvoir perturbateur des marées. Seulement 28 propagules de l'ensemble du dispositif (23%) avaient une racine qui semblait en contact avec la vase. Au troisième jour, 26% des propagules du premier transect montraient une racine en contact avec la vase contre 50% pour le deuxième et 94% pour le troisième transect. Cela semble

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

indiquer que le maintien au sol des propagules pendant 3 jours ait favorisé le contact du système racinaire avec la vase. Après 4 jours, les pièges ont été définitivement retirés du premier transect. Par ailleurs, 55% des propagules du deuxième transect présentaient des racines en contact avec la vase, 100% pour le troisième. Le nombre de propagules non piégées et retrouvées sur le dispositif continuait de diminuer et était à 10 avec une répartition égale entre l'amont et l'aval de l'estran. À l'issue de la première semaine, après 14 battements de marée et deux orages recensés, le système racinaire s'était développé pour les propagules piégées. Sur le premier transect, les racines apparaissaient sur 1 propagule, 8 pour le deuxième transect et 13 pour le troisième qui avait vu, par ailleurs, leurs pièges retirés respectivement au jour 5 et au jour 6. La stabilité de la propagule et de la base du système racinaire avec la vase semble donc être déterminante pour la croissance des racines.

Après 12 jours, une seule propagule a été retrouvée sur l'intégralité du dispositif. Celle-ci était en position verticale. En somme, 1/120 des propagules ont germé. Celle-ci a bénéficié d'un piégeage de 2 jours au sol et se trouve à 35 mètres sur l'estran.

En synthèse, dans une eau à 32 psu, en situation standard, les propagules ont moins de 1% de chance de germer. Le piégeage augmente néanmoins la probabilité d'enracinement. Cependant, il semble qu'il faut un temps supérieur à 6 jours pour que la propagule soit à un stade d'enracinement suffisant et avoir une chance de résister à la force tractrice des marées.

6.3.2. Croissance racinaire et redressement

L'expérience en mésocosmes a révélé que le temps de submersion favorisait le niveau d'ouverture des propagules sur les premières heures et le premier jour. Néanmoins, ce facteur n'a pas révélé de rôle prépondérant sur l'enracinement des propagules. Les différents seuils de salinité de 0 à 35 psu semblaient ne pas avoir d'incidence sur la rapidité et le degré d'ouverture des propagules. Par ailleurs, il est à noter que l'intégralité des propagules ont coulé pendant l'expérience et sont restées immergées naturellement dans l'eau peu importe le temps de submersion et le seuil de salinité. Le facteur de simple flottaison est donc bien à écarter.

Le niveau de salinité a démontré, quant à lui, jouer un rôle sur la croissance du système racinaire. En effet, la base large du système racinaire semblait connaître une croissance plus

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

rapide en fonction de la salinité et ce, peu importe les temps respectifs de submersion. Cependant, il a été décidé de ne pas mesurer cette croissance car les observations de terrain montraient une très forte hétérogénéité de la taille de cette base du système racinaire sur les propagules qui s'étaient enracinées dans le *Sessuvium portulacastrum* ou en extrême amont de certains estrans. Ces observations restent donc à interpréter avec prudence. C'est donc l'enracinement réussi avec redressement qui est pris comme indicateur de succès. À l'issue de 7 jours d'expérimentations, 100% des propagules immergées dans les eaux ≤ 10 psu se sont redressées. Ce chiffre d'abaisse à 87.5% pour les eaux ≤ 15 psu. Au-delà d'une salinité supérieure à 15 psu les propagules ne se sont pas redressées au bout de 7 jours. Par ailleurs, 100% des propagules qui n'ont pas été immergées s'étaient redressées.

6.3.3. La population d'*Avicennia germinans* et de *Rhizophora mangle* dans le Saloum

Les relevés de végétation ont mis en exergue la contribution importante de *Rhizophora mangle* dans les dynamiques spatiales des surfaces de mangrove. En effet, dans les zones de stabilité et de progression, *Rhizophora mangle* s'observe dans 94% des cas contre 49% pour *Avicennia germinans*. *Laguncularia racemosa* se rencontre seulement dans 1,8% des observations. Sur la totalité des relevés, *Rhizophora mangle* possède un taux de recouvrement en moyenne de 63% tandis qu'*Avicennia germinans* atteint un taux de recouvrement moyen de 15.5%. Dans 25.5% des cas, le taux de recouvrement de la mangrove atteignait 100%. Au sein de cette densité maximale, on pouvait relever une mangrove mixte dans 21,4% des observations, une mangrove monospécifique à *Rhizophora mangle* dans 71,4% des cas et une mangrove monospécifique à *Avicennia germinans* dans 7,2% des relevés.

Outre la densité relative des espèces végétales, leur dynamique de population demeure également contrastée. À l'échelle du Saloum, la contribution des différentes classes d'âges d'individus est relativement équilibrée (fig. 6.6) pour *Rhizophora mangle* démontrant une régénération par encensement depuis au moins 20 ans. En effet, même si les *Rhizophora mangle* de 18 ans et plus apportent en moyenne la contribution la plus élevée (26%), la présence d'individus âgés de 5 à 18 ans est relativement équilibrée et participe pour 67% à la composition des surfaces de mangrove qui sont à l'interface avec les vasières nues. Enfin les

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

individus très jeunes (< 5 ans) représentent une proportion de 7% en moyenne sur les relevés. Pour *Avicennia germinans*, la proportion des classes d'âges est incontestablement déséquilibrée (fig. 6.6). On observe, sur les relevés, une absence totale d'individu de 3 ans à 18 ans. L'immense majorité des *Avicennia germinans* sont de vieux individus ou se sont régénérés par rejet souche. Seulement 5% des présences d'*Avicennia germinans* peuvent être attribuées à de très jeunes individus (de 1 an à 3 ans). En somme, sur l'intégralité des relevés, la proportion de ces jeunes individus n'atteint que 2.5 % des observations.

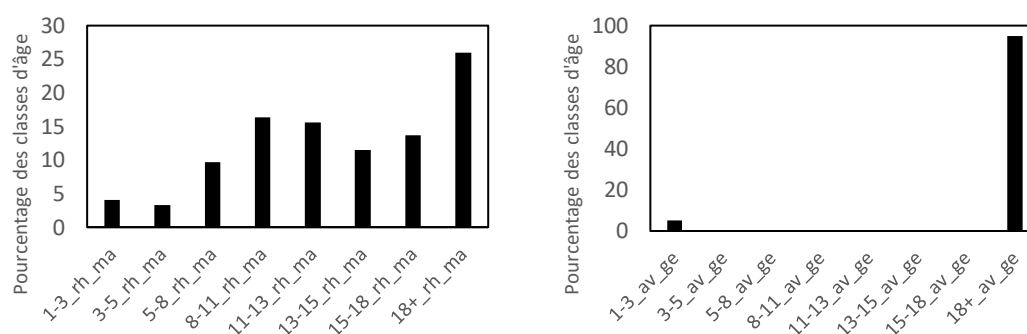


Figure 6.6. Répartitions des effectifs par classes d'âges pour *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans*.

rh_ma : *Rhizophora mangle* – av_ge : *Avicennia germinans*

Les numéros représentent les classes d'âges. Par exemple, 5-8 signifie de 5 ans à 8 ans.

Cette reproduction d'*Avicennia germinans*, même sporadique, indique que les conditions au cours des trois dernières années dans ces lieux étaient en adéquation avec les exigences de l'espèce. D'une part, il est important de noter que cette infime proportion s'est retrouvée au milieu de l'estran sans piégeage apparent. D'autre part, nous avons pu constater hors de l'échantillon, la présence de propagules en germination ou basculant vers le stade de plantules avec un effectif localement assez important. (fig. 6.7). La carte figure 6.7 montre les lieux où nous avons recensé de jeunes individus (entre 1 et 3 ans) et les lieux où nous avons constaté les signes de reproduction par ensemencement.

Deux observations peuvent être mentionnées après l'examen de cette carte (fig. 6.7). La première concerne la colocalisation des présences de jeunes individus d'*Avicennia germinans* et la présence de propagule en germination sans situation apparente de piégeage. En effet, le fleuve Diomboss et les abords de l'île de Gouk plus particulièrement montrent plusieurs cas de reproduction d'*Avicennia germinans* ; au stade de plantules en devenir et au stade de

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

jeunes individus de quelques années seulement. Ensuite, les propagules en germination, piégées ou non, se trouvent en intégralité dans des zones peu éloignées des embouchures du delta du Saloum, entre 10 et 15 km pour les lieux les plus distants de la mer. Dans ces zones la salinité ne fluctue que très peu durant la marée et reste au niveau de celle de l'océan à 35 psu.

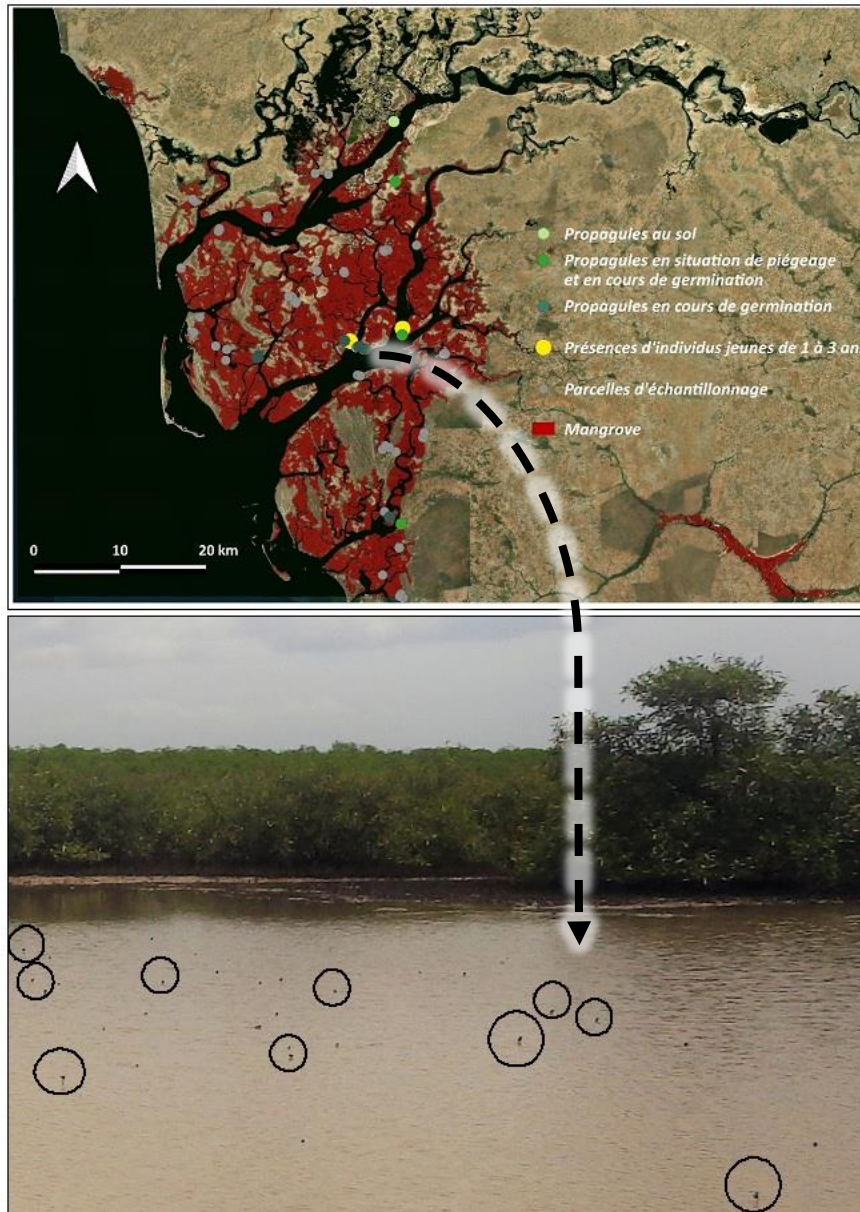


Figure 6.7. Observations d'encensements de propagules d'*Avicennia germinans*.

En haut : localisation des observations

En bas : observations de propagules enracinées et redressées sans piégeage à Gouk

6.3.4. Fluctuations climatiques et hydrosystèmes

Les précipitations impactent les conditions tannes. Les analyses des séries pluviométriques depuis 1951 ont permis de mettre évidence les tendances et les ruptures structurelles permettant d'appréhender les changements potentiels de la salinités La présence d'une assez importante population d'*Avicennia germinans* avec de nombreux adultes dans le Saloum montre que cette espèce se reproduisait dans le passé. L'objectif ici est donc de trouver les différences notoires dans les séries pluviométriques pour ensuite en estimer les impacts sur la salinité de eaux du Saloum. Il s'agira également de présenter les différences entre la pluviométrie du Saloum et celle de la Casamance dans la mesure où *Avicennia germinans* se reproduit dans ce second hydrosystème.

Les séries pluviométriques des précipitations annuelles à Kaolack (Saloum) et Ziguinchor (Casamance) présentent des fluctuations qui s'apparentent aux périodes sèches et humides largement documentées dans la littérature scientifique.

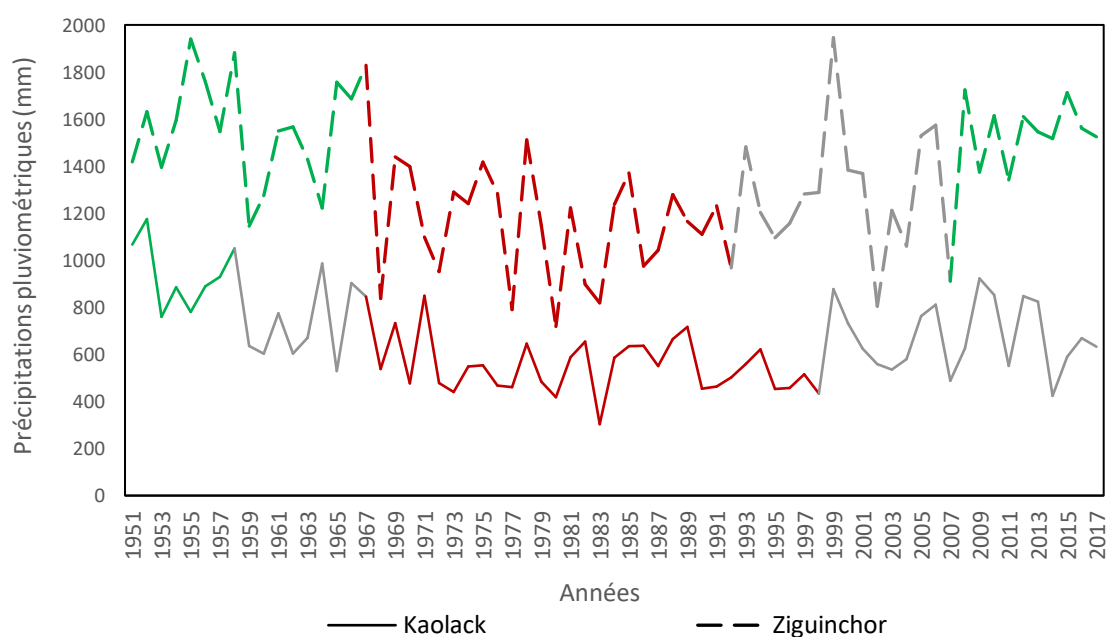


Figure 6.8. Série temporelle des précipitations de deux stations météorologiques de Ziguinchor (trait discontinu) et Kaolack (trait continu).

Les couleurs représentent respectivement pour les deux stations leur période très humide (vert), humide (vert clair) et sèche (rouge).

La figure 6.6 expose les changements structurels depuis 1951. Bien que l'on observe une forte variabilité interannuelle une segmentation à trois changements majeurs de la moyenne des

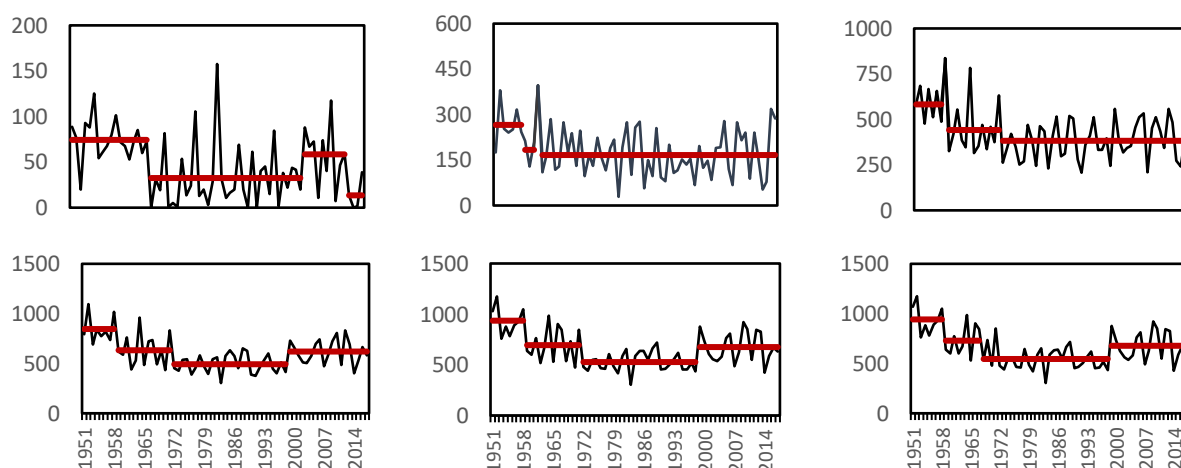
Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

précipitations a été réalisée. Elle laisse transparaître une opposition nord-sud. En effet, la courbe pluviométrique de Ziguinchor montre une première période de 1951 à 1967 très humide, une période de 1968 à 1992 plus sèche, un rebond pluviométrique entre 1993 et 2007 et enfin un retour à des conditions humides similaires à la première période entre 2008 et 2017. En revanche, à Kaolack, le signal montre la présence d'une période humide (1951-1959) qui tend vers progressivement vers une période plus sèche. Sur cette dynamique, on observe cependant des années pluviométriques en moyenne autour 700 mm présentant des cumuls de précipitations beaucoup plus élevés que pendant la période sèche (entre 1967 et 1998). Durant ces années, les cumuls atteignent en moyenne 545 mm. Un rebond pluviométrique se confirme depuis l'année 1999. Néanmoins, il reste en moyenne inférieur à la période la plus humide entre 1951 et 1959. Contrairement à Kaolack, depuis 2008, Ziguinchor présente des cumuls qui restent proches de sa période la plus humide. Malgré le retour des conditions pluvieuses dans le Saloum, celles-ci ne sont pas aussi humides que dans les années 50.

Au sein du signal climatique de la station de Kaolack, des changements des cumuls de précipitations mensuels peuvent être observés. En effet, la réitération des segmentations temporelles de la série pluviométrique à l'échelle du mois montre que, malgré un retour des pluies durable depuis 1999, la répartition des cumuls ne se distribue de la même manière selon les mois. La figure 6.9 présente les cumuls pluviométriques mensuels de juin à novembre à Kaolack. Ceux-ci ont également été segmentés à partir de trois points de rupture et présentent 4 périodes homogènes. Le premier graphique montre que les cumuls de juin suivent la tendance globale du signal climatique sur la période étudiée ; une période humide, une période sèche et un rebond pluviométrique dans les années 2000. En revanche, les mois de juillet et août montrent que les principaux changements structurels dans la série se trouvent principalement dans la période humide entre 1951 et 1967 avec notamment les années 1958 et 1961 qui constituent un seul segment respectivement pour le mois de juillet et août. En outre, aucun rebond pluviométrique ne s'observe dans les années 2000 pour ces deux mois. Par conséquent, les mois de juillet et d'août de la période actuelle restent marqués par de faibles cumuls de précipitations comparativement à la période humide des années 50 aux années 60. Les mois de septembre et d'octobre montrent, quant à eux, une tout autre dynamique plus conforme aux tendances annuelles. Ainsi, le retour à de bons cumuls annuels

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

depuis 1999 s'explique principalement par un rattrapage des précipitations sur la fin de saison des pluies. Or, le mois d'août est une période charnière dans les processus de reproduction de la mangrove et d'*Avicennia germinans*. En effet, les propagules tombent et s'échouent à cette période. De faibles cumuls mensuels dans ces temps propices à la colonisation pourraient expliquer en partie l'échec des processus d'ensemencements inhibés par des salinités encore trop hautes en cette saison.



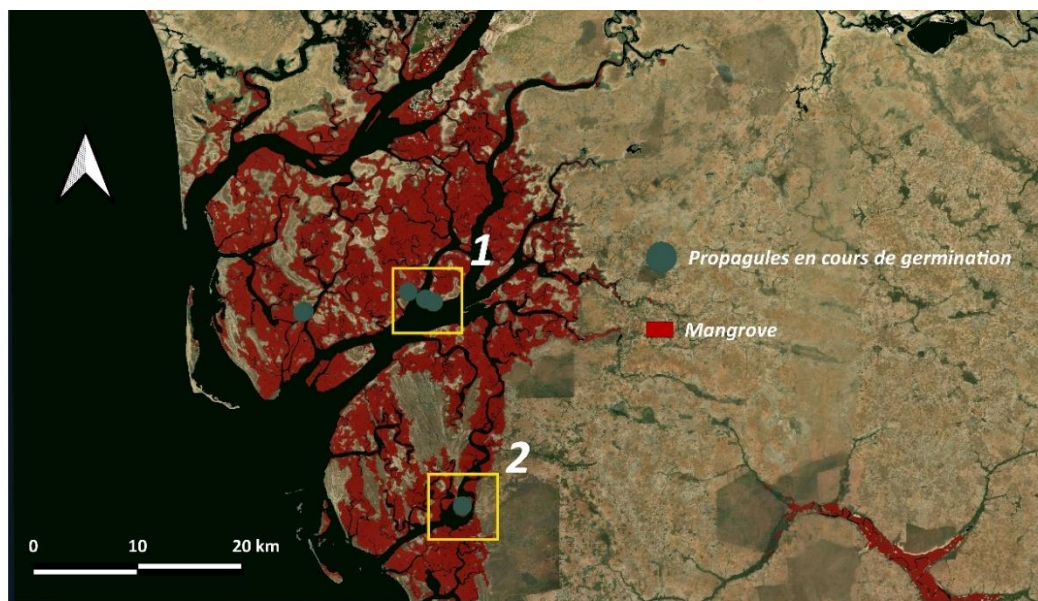
De gauche à droite en haut : Juin, Juillet, Août ; en bas Septembre, Octobre, Novembre

Les cumuls pluviométriques annuels et leur répartition au cours des mois ont une incidence prépondérante sur l'évolution des valeurs de salinités dans les estuaires inverses sénégalais au cours de la saison des pluies. En outre, les épisodes pluvieux journaliers ont la faculté d'abaisser momentanément la salinité localement de manière importante. Nous avons mesuré des différentiels de salinité à Toubacouta pouvant atteindre plus de 20 psu (passant de 33 psu à 10 psu) après un épisode pluvieux de 35 mm. Néanmoins, cette baisse importante n'est que ponctuelle. Après quelques heures, les eaux de ruissellement sont brassées et la salinité des masses d'eau retrouve un niveau proche de celui qu'elle avait avant l'épisode pluvieux. Dès lors, la série de précipitations journalières a été analysée sur les lieux qui présentaient des germinations de propagules d'*Avicennia germinans* sans situation de piégeage apparent. La figure 6.10 recense les épisodes pluviométriques lors des jours

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

précédents les observations de germination des propagules à Gouk (zone 1) et à Kator (zone 2).

Les deux lieux ont été explorés à un jour d'intervalle, le 06/09/2021 pour la zone 1 et le 07/09/2021 pour la zone 2. Les données CHIRPS de précipitations journalières doivent être interprétées avec prudence. Les cumuls de précipitations mensuels peuvent être surestimés au maximum de 30 mm (cf. 2.5). Nonobstant, la figure 6.10 permet de constater que les cumuls pluviométriques à l'issue du moins d'août de l'année 2021 sont comparables à ceux de la période humide des années 1951-1959 observés à Kaolack (fig. 6.9). Ils atteignent environ 600 mm contre 581 mm pour la période 1951-1959. Sur la période 1981-2017, les écarts de cumul à l'issue du mois d'août entre Kaolack et l'île de Gouk (Zone 1) sont en moyenne de 35 mm. Cette localité est un point médian au sein d'un axe Nord – Sud de Kaolack au sud du Saloum. Par ailleurs, on observe 9 (zone 1) et 8 (zone 2) cumuls pluviométriques journaliers de plus de 10 mm dans les deux semaines précédant les observations de germination. En outre, dans les deux zones, trois cumuls journaliers importants se sont manifestés. Ils ont été systématiquement supérieurs à 30 mm. Enfin, on peut constater que la zone 1 n'a pas connu de jours sans pluie la semaine précédant les observations de germination. La zone 2 présente seulement un jour sans épisode pluvieux. Outre la baisse durable de la salinité grâce à une année particulièrement humide, les nombreux épisodes journaliers ont pu permettre un lessivage abaissant ponctuellement la salinité à des seuils permettant la germination d'*Avicennia germinans*.



Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

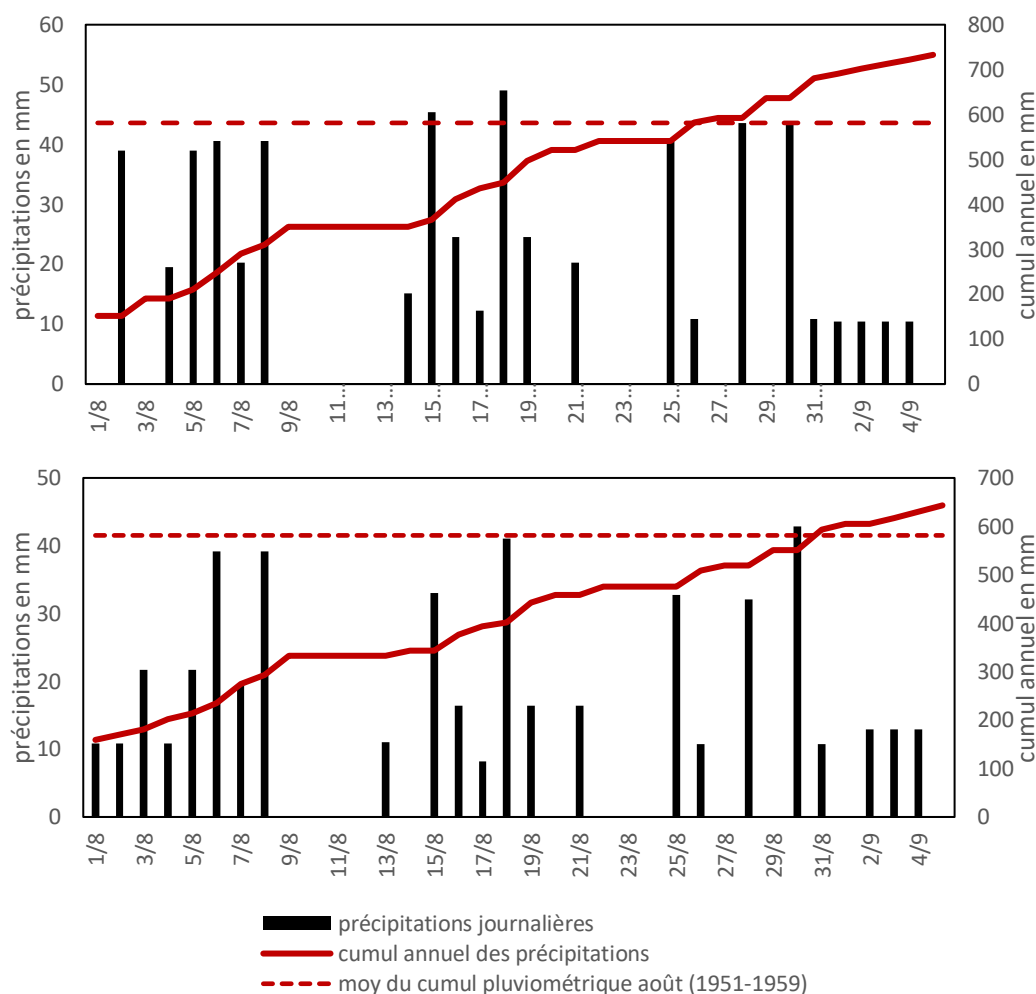


Figure 6.10. Localisation des germinations et précipitations journalières associées.

En haut : localisation des germinations sans situation de piégeage

Au milieu : précipitations journalières du 01/08/2021 au 06/09/2021 en zone 1 (Gouk)

En bas : précipitations journalières du 01/08/2021 au 07/09/2021 en zone 2 (Kator)

6.4. Discussion

6.4.1. Une salinité qui accroît la force tractrice des marées ?

La reproduction d'*Avicennia germinans* ne s'effectue que de manière sporadique dans le delta du Saloum avec 2.5% des observations en 2021 ce qui est supérieur aux observations de 2018 (Lombard et al., 2020). Il en résulte une pyramide des âges très déséquilibrée. À l'inverse, en Gambie et en Casamance, on observe une distribution plus uniforme des classes d'âges. Cependant, d'importantes populations monospécifiques d'*Avicennia germinans* adultes de plusieurs dizaines d'années ont été recensées. Par conséquent, l'espèce a pu trouver les conditions environnementales propices à son établissement et sa reproduction pendant quelques années. Dès lors, la série d'expériences visait à appréhender les contours de

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

l'optimum écologique d'*Avicennia germinans* lui permettant de s'établir. Dans une salinité à 32 psu, les propagules coulent, mais sont emportées par la marée et sa contrainte tractrice. Au terme de notre expérience, une seule propagule a été retrouvée et avait germé. Nous n'avons pas trouvé de traces d'échouage plus en amont de propagules disposées auparavant. Cette observation concorde avec les études Rabinowitz (1978) et les analyses de Peterson et Bell (2015) indiquant que les propagules d'*Avicennia germinans* se dispersaient essentiellement vers la mer. En outre, le piégeage artificiel des propagules a permis de constater la propension à l'enracinement des propagules quand elles se sont échouées et sont au contact de la vase comme le suggèrent également Peterson et Bell (2015). Ensuite, une surabondance de propagules en cours de germinations a été relevée dans les sillons créés par les eaux de ruissellement à Toubacouta (observations personnelles). Par conséquent, ceci ne corrobore pas l'hypothèse selon laquelle les propagules se dispersent majoritairement vers la mer à par l'intermédiaire des eaux de ruissellement (Sousa et al., 2007). Néanmoins, il ne faut pas omettre que les ruissellements, dans le cas présent, aient vraisemblablement de faibles débits et n'ont pas permis de mettre en mouvement les propagules. En revanche, cela montre que, dans une eau nettement moins salée, les propagules trouvent des conditions propices à la germination. Une expérience qui visait également à disposer des propagules sur un estran a été menée en Gambie lors d'une marée montante dans une eau à 2 psu. Les propagules disposées sont restées en place. Cette observation non répétée ne peut être soumise à une analyse statistique rigoureuse et doit être mobilisée avec prudence. Néanmoins, elle rejoint bien les observations en microcosme et pourrait aider à corroborer l'hypothèse de l'impact de la salinité et donc la densité de l'eau sur la capacité de délogement des propagules. Mises ensemble, ces observations indiquent que les valeurs de salinité permettant un établissement des propagules d'*Avicennia germinans* dans le delta du Saloum devaient être comprises entre 2 et 30 psu.

6.4.2. Une nécessaire modélisation spatio-temporelle de la salinité ?

Les expériences en mesocosmes montrent qu'une semaine est nécessaire aux propagules pour s'enraciner et se lever dans une eau inférieure à 20 psu. Sinsin et al (2021) ont montré, pour des expériences en pépinières, que les salinités optimales pour l'établissement des

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

propagules d'*Avicennia germinans* se trouvaient entre 3 et 17 psu et qu'il fallait huit jours pour que 91% des propagules aient émergé dans des conditions de salinité entre 3-5 psu. Pour une eau entre 15-17 psu 75 % ont émergé dans le même intervalle de temps. Ces analyses rejoignent donc nos observations. Néanmoins, ce chapitre ne permet pas d'identifier si ces temporalités ont été respectées par le passé. En effet, nous avons confronté les séries pluviométriques et des relevés hétérogènes de salinités, mais nous ne sommes pas en mesure d'estimer la salinité dans l'espace et le temps au sein du delta du Saloum. Si la pluviométrie est étroitement liée aux conditions salinités, ces dernières varient en fonction de la répartition des pluies au cours de l'année. Dès lors, il est possible que des salinités permettant l'enracinement des propagules soient atteintes au cours de l'année, mais sur des pas de temps trop court pour permettre la germination et pas nécessairement au bon moment. Par conséquent, une modélisation spatio-temporelle de la salinité permettrait d'appréhender plusieurs incertitudes au sein de ce chapitre.

Par ailleurs, il est important de noter que les propagules peuvent atteindre le stade de plantules et d'individus plus matures dans des conditions tannes plus importants. En effet, les pyramides des âges d'*Avicennia germinans* sont équilibrées dans le *Sessuvium portulacastrum* alors que ces tapis herbacés se trouvent en position très haute de l'estran précisément où les lames d'eau salées s'évaporent rapidement engendrant des conditions hypertannes. Cela coïncide avec le succès de l'enracinement des propagules non inondées dans le mesocosme. Cela montre d'une part, que la salinité du sol n'est pas une variable qui empêche la croissance des propagules à terme et, d'autre part, l'ancrage ou le piégeage sont des moments critiques pour l'établissement des propagules (Balke et al., 2011 ; Van der Sotcken et al., 2019 ; Sinsin et al., 2021). L'importance de l'ancrage liée à la démonstration que les propagules coulent régulièrement vient affiner la recherche des processus. Cela permettrait également d'approfondir également la compréhension des mécanismes à travers un examen de détail de la fenêtre d'opportunité, en mettant l'accent sur la salinité de l'eau libre lors de la libération des propagules.

6.4.3. Quantifier la probabilité d'ouverture de la WoO ?

Il apparaît donc nécessaire de comprendre les interactions entre les processus biophysiques qui se produisent lors d'évènements épisodiques (orages) et qui permettent l'établissement

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

des semis d'*Avicennia germinans*. Il semble probable, pour le delta du Saloum, que les conditions tannes lors du dépôt des propagules soient déterminantes. Le concept de fenêtre d'opportunités (Balke et al., 2011 ; Balke et al., 2014 ; Hu et al., 2015 ; Cao et al., 2018, Yuan et al., 2020) semble être un cadre conceptuel intéressant pour évaluer et reconstituer le contexte environnemental qui a permis l'établissement des populations d'*Avicennia germinans* par le passé. Cependant, il apparaît nécessaire de disposer de séries temporelles de la salinité dans le delta pour confronter les résultats des expériences menées dans ce chapitre avec la dynamique spatio-temporelle de salinité dans le Saloum.

Dans le cas présent, si l'on considère que les salinités optimales pour l'émergence des propagules d'*Avicennia germinans* se trouvent entre 3 et 17 psu il paraît évident que les conditions tannes actuelles dans le Saloum restent trop élevées. En Casamance, où l'espèce se reproduit, des salinités minimales de l'ordre de 13 psu ont été relevées dans l'estuaire (Olivry, 1987 ; Descroix et al., 2020). Dès lors, il s'agirait de vérifier si les salinités actuelles de la Casamance sont comparables aux salinités du delta du Saloum pendant la période humide des années 50. Dès lors, la modélisation des séries temporelles de salinités devient alors nécessaire pour évaluer si les changements de régimes pluviométriques coïncident avec les changements d'états de la mangrove.

En outre, cela permettrait également d'appréhender la dynamique de dessalement en fonction de la distance à l'embouchure. En effet, la présence d'effectifs importants d'*Avicennia germinans* à quelques kilomètres de l'océan ne concorde pas avec la nécessité d'avoir les valeurs de salinité minimales inférieures à 20 psu pour l'ensemencement. À l'embouchure, la salinité ne fluctue que très peu au cours de l'année et reste des valeurs proches de celle de l'océan (≈ 35 psu). Dès lors, il s'agirait d'évaluer l'influence de la proximité de l'océan sur le dessalement des eaux des chenaux du delta.

Par ailleurs, lors des observations de germinations sur les estrans de Gouk et Kator, des salinités de 33 psu ont été mesurées. Pourtant, des propagules s'étaient enracinées sans situation de piégeage. Dès lors, il se pourrait également que les épisodes journaliers aient une importance prépondérante dans le succès d'établissement des propagules d'*Avicennia germinans*. En effet, des mesures de salinités effectuées après un épisode pluvieux de 35 mm ont montré que la concentration de sel dans l'eau pouvait chuter ponctuellement de 23 psu. Or, plusieurs épisodes de ce type ont été recensés dans les jours précédant l'observation de

Une compréhension des processus démographiques pour appréhender l'impact des changements ?

germinations. Dans notre cas, la salinité était initialement à 33 psu et aurait pu atteindre momentanément 10 psu, donc une valeur permettant l'établissement des propagules. Par conséquent, cette fenêtre d'opportunités reste difficile à saisir pour *Avicennia germinans* aujourd'hui.

Dès lors, trois échelles temporelles nous semblent importantes à considérer pour évaluer la probabilité de mise en place de cette fenêtre d'opportunité (fig. 6.11). Tout d'abord, l'échelle interannuelle permet d'appréhender la variation des conditions tannes en début de saison des pluies. En effet, si une année enregistre de faibles cumuls pluviométriques, la salinité en fin de saison des pluies peut être à des valeurs élevées. Cela entraînerait des valeurs extrêmement élevées à l'amorce de la saison des pluies suivante. Dès lors, celle-ci devra être d'autant plus humide pour assurer une baisse de salinité importante. Ensuite, l'échelle intra-annuelle permet d'appréhender la baisse du niveau de salinité à l'approche des périodes de reproduction d'*Avicennia germinans*. Enfin, l'échelle journalière permettrait d'appréhender la baisse ponctuelle de la salinité. En synthèse, des estrans qui ont déjà été lessivés pendant l'année et qui affichent des salinités modérées ont une probabilité d'autant plus élevée de présenter des conditions favorables à la germination si les épisodes orageux sont fréquents.

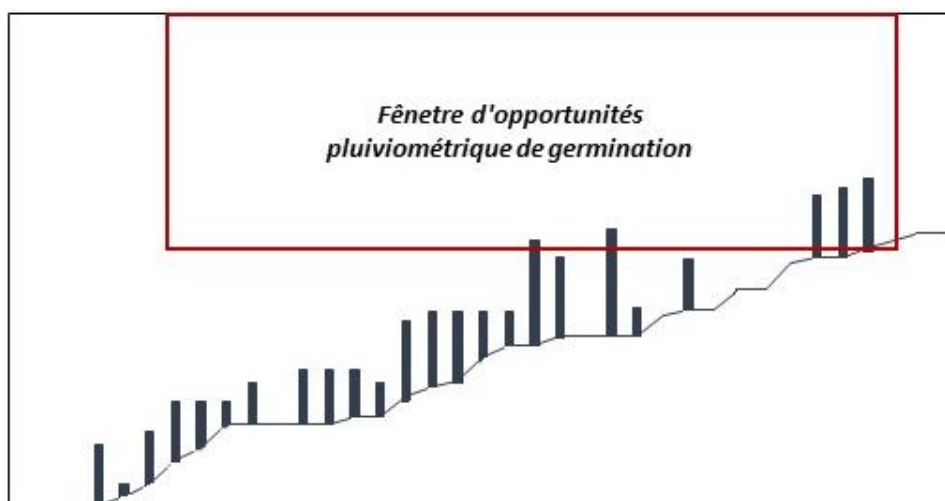


Figure 6.11. Fenêtre d'opportunités temporelle pluviométrique.

L'aire sous la courbe représente l'évolution du cumul annuel au cours d'une année. Les histogrammes représentent les épisodes pluviométriques journaliers. Leur hauteur est fonction de l'intensité de l'épisode.

Le rectangle rouge représente les conditions pluviométriques entraînant une salinité optimale pour la germination. La largeur de la fenêtre correspond à la période de maturité des propagules.

Des épisodes pluviométriques importants peuvent se produire alors que le cumul annuel n'est pas encore suffisant le dessalement durable des eaux. Par conséquent, la fenêtre d'opportunités n'est pas atteinte entraînant l'échec de la germination. Dès lors, dans le Saloum, cette fenêtre ne semble pas avoir été atteinte depuis la période 1951-1959.

6.5. Conclusions

La dynamique de population d'*Avicennia germinans* a révélé une absence de reproduction de l'espèce depuis plusieurs décennies. L'étude des processus de reproduction permet d'appréhender l'échec du renouvellement des populations. En effet, les conditions tannes et indirectement pluviométriques semblent conditionner l'établissement des propagules. Dès lors, la colonisation des vasières ne peut se faire par *Avicennia germinans* et explique l'abondance de *Rhizophora mangle* au sein des surfaces de régénérations. La salinité conditionne la capacité de flottaison ou de dépôt des propagules. Elle est également déterminante dans le processus d'enracinement. Les salinités inférieures à 20 psu permettraient aux propagules de s'enraciner et de se redresser en une semaine. Dès lors, pour germer, des conditions tannes plus faibles que celles observées aujourd'hui sont nécessaires à la fois pour garantir le dépôt des propagules sur l'estran, mais également pour favoriser un enracinement rapide leur permettant de résister à la contrainte tractrice des marées. La pluviométrie est déterminante pour la baisse de la salinité au cours de la saison des pluies. L'observation de plusieurs cas de germinations au début du mois de septembre de l'année 2021 a permis de contextualiser ce succès d'établissement des propagules. Des salinités inférieures à 20 psu semblent primordiales pour garantir la reproduction d'*Avicennia germinans*. Celles-ci peuvent être atteintes dans le Saloum grâce à une pluviométrie abondante durant la saison des pluies est nécessaire avant la fin du mois d'août. Des cumuls à 600 mm semblent être nécessaires à cette période pour garantir un dessalement durable des eaux. En outre, ils permettraient de stabiliser des salinités relativement basses permettant aux orages d'abaisser ponctuellement ces valeurs entre 10 et 20 psu. Or, ces configurations environnementales ne semblent pas s'être produites depuis 1959. Il apparaît dès lors nécessaire de reconstituer le contexte environnemental et notamment salin des années 50 pour vérifier cette hypothèse.

Chapitre 7 : Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

Abstract :

Le Delta du Saloum, situé dans la partie sahélo-soudanienne du Sénégal, présente des particularités en raison de ses salinités extrêmes, le rendant très sensible aux fluctuations hydroclimatiques. Entre la fin des années 60 et le milieu des années 90, une période de sécheresse a conduit à la conversion des mangroves en tannes en raison de l'augmentation de la salinité. Cependant, depuis la fin des années 1990, les précipitations ont retrouvé des niveaux proches de la moyenne centenaire, favorisant ainsi la régénération des mangroves dans les estuaires sénégalais. Néanmoins, des lacunes dans la régénération d'*Avicennia germinans* suggèrent un caractère relictuel à la population du Delta du Saloum. Ainsi, une méthode intégrant données climatiques, hydrologiques et botaniques dans un modèle de machine learning a permis d'évaluer la réponse de l'espèce face aux changements climatiques. Une modélisation spatio-temporelle combinée à la télédétection et aux séries temporelles climatiques ERA5-LAND, ont en effet permis de reconstituer les contextes hydroclimatiques passés du Delta du Saloum. Les résultats soulignent que les conditions propices à l'ensemble des étapes de la reproduction de l'espèce n'ont probablement pas eu lieu depuis 1959. Des salinités spécifiques (20 à 25 psu) au moment de l'ensemencement sont nécessaires pour garantir la reproduction de l'*Avicennia germinans*. Ces concentrations en sel ne sont atteignables, dans le Saloum, qu'avec des cumuls pluviométriques annuels dépassant 750 mm. Or ces derniers n'ont été atteints qu'exceptionnellement dans la majeure partie de l'estuaire depuis la fin des années 50. Ainsi, en révélant la *Window of Opportunity* (WoO), on confirme un décalage entre les précipitations actuelles et la période phénologique optimale de reproduction de l'espèce et on corrobore ainsi l'hypothèse qu'*Avicennia germinans* est une espèce relictuelle dont la population adulte est issue de la dernière période humide des années 50.

7.1. Introduction

Le changement climatique a déjà entraîné des modifications d'aires de répartition des mangroves avec un déplacement vers les pôles (Cavanaugh et al., 2015 ; Osland et al., 2017). Il induit également des bouleversements météorologiques et des changements de fréquence et d'intensité de certains événements climatiques extrêmes (IPCC, 2022). La combinaison des évolutions climatiques à long terme et des phénomènes météorologiques extrêmes survenus depuis le début du siècle ont engendré des réponses écologiques et des impacts sur l'abondance des espèces (Harris et al., 2018). Les limites d'aire de répartition coïncident souvent des seuils de tolérance d'une ou plusieurs variables environnementales qui contrôlent la répartition d'une espèce (Thomas, 2010). Dès lors, il est probable que la variabilité temporelle de ces facteurs soit liée à la variabilité des populations en limite de leur aire de répartition (Cavanaugh et al., 2018).

La reproduction et la migration des espèces végétales sont fortement influencées par les processus de dispersion des graines ou propagules, ce qui a des implications importantes pour la démographie des populations. En milieu de mangrove, ces mécanismes sont cruciaux pour l'établissement et la colonisation des vasières par les espèces végétales. Dans les zones semi-arides, les mangroves peuvent occuper une position en marge d'aire de répartition (Osland et al., 2017 ; Adame et al., 2021). Souvent situées près du seuil de tolérance environnementale des espèces, ces zones offrent un cadre intéressant pour évaluer la réponse biologique des espèces aux modifications des conditions environnementales et climatiques (Cavanaugh et al., 2019 ; Ximenes et al., 2021). Par ailleurs, les événements favorables à l'implantation des espèces végétales en milieu de mangrove résultent souvent de l'interaction complexe de divers processus biophysiques. Dans cette optique, le concept de fenêtre d'opportunité (WoO) (Balke et al., 2013) a permis la formalisation d'un cadre théorique pour appréhender, dans l'espace et dans le temps, les conditions propices à l'établissement des propagules d'espèces végétales de mangrove. Plus précisément, WoO identifie la période minimale exempte de perturbations comme un laps de temps crucial pour l'amorçage des semis. Cette période sans perturbation peut être modélisée par une série temporelle des forçages externes ayant une incidence sur l'établissement des propagules. Dans ce cas, une approche par fluctuation de la contrainte écologique, plus que par perturbation, est mise en place.

On émet en effet ici l'hypothèse que l'importante variabilité temporelle des facteurs a conduit à des « ouvertures » et « fermetures » de la fenêtre d'opportunité, donc du succès de germination ces dernières décennies. Les fluctuations climatiques de la zone sahélo-soudanienne (Nicholson, 2013, Descroix et al., 2015) ont entraîné des changements dans les écosystèmes de mangrove d'Afrique de l'Ouest, notamment au Sénégal (Sakho et al., 2011 ; Dieye et al., 2013 ; Andrieu, 2018 ; Andrieu et al., 2020). Bien qu'il existe de nombreux cas où la mangrove est en déclin (Goldberg et al., 2020), des processus d'expansions ont été recensés dans plusieurs études (Monroy-Torres et al., 2014 ; Andrieu et al., 2020). Au Sénégal, une importante expansion naturelle atteste d'une dynamique progressive après plusieurs années de régression des surfaces (Andrieu et al., 2020 ; Lombard et al., 2020). Ces dynamiques observées par télédétection (Conchedda et al., 2008 ; Conchedda et al., 2011 ; Dieye et al., 2013 ; Fent et al., 2019, Andrieu et al., 2020) coïncident avec l'évolution des précipitations observées dans la région sahélo-soudanienne (Descroix et al., 2015).

Dès lors, ces fronts de colonisation offrent une opportunité d'appréhender les forces motrices permettant aux espèces de s'adapter aux changements environnementaux. La salinité des estuaires du Sénégal dépend de la pluviométrie compte tenu de l'absence d'apport fluvial en saison sèche pour la Casamance et tout au long de l'année pour le delta du Saloum (Descroix et al., 2020). Il en résulte des salinités croissantes de l'aval vers l'amont qui peuvent atteindre des seuils de létalité pour la mangrove (Devaney et al., 2021). Dans le Delta du Saloum, la mortalité importante des individus d'espèces de mangrove pendant la période de sécheresse sahélienne (1969-1994) a été suivie par une période de recolonisation des vasières par les différentes espèces avec des contrastes interspécifiques importants (Lombard et al., 2020). En effet, si les individus de *Rhizophora mangle* montre une pyramide des âges équilibrée, la démographie d'*Avicennia germinans* suggère en revanche une dynamique plus complexe. En effet, on peut observer l'espèce dans deux contextes distincts. Dans les vasières dénudées en continuité avec les formations de *Rhizophora*, on observe la présence d'individus adultes d'*Avicennia germinans*, dont un grand nombre montrant des formes de rejets de souche, mais il n'y a aucun recrutement observé sur place (Andrieu et al., 2020 ; Lombard et al., 2020). Dans les zones plus élevées caractérisées par des sols secs, hyperhalins et acides sur l'estran (connues sous le nom de "tannes"), on peut repérer des populations de différentes tranches d'âge, y compris de jeunes individus, au sein des tapis herbacés (fig. 1) principalement

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

Sesuvium portulacastrum (Lombard et al., 2020). Dès lors, il existe des vasières nues localisées en position intermédiaire du gradient d'inondation et vraisemblablement situées hors de l'aire de viabilité de *Rhizophora mangle*, mais propice à l'établissement d'*Avicennia germinans* compte tenu la présence de cette espèce plus en haut sur l'estran (fig. 7.1).

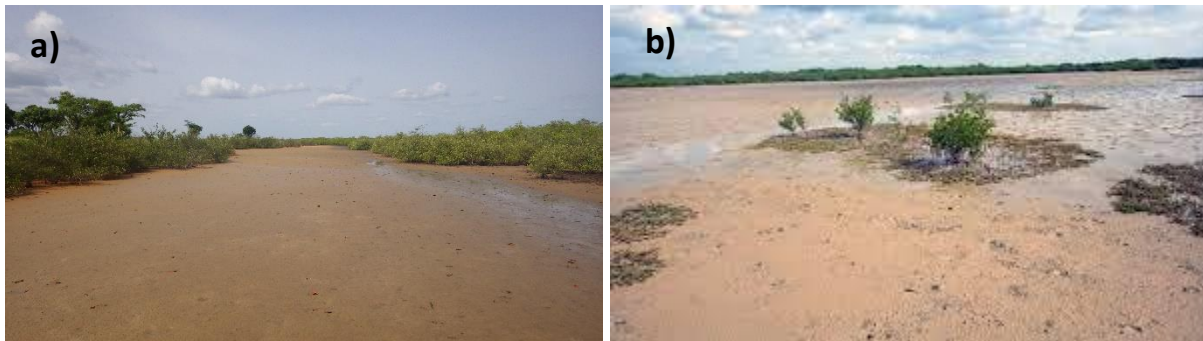


Figure 7.1. Exemples de distribution des *Avicennia germinans* sur les estrans dans le delta du Saloum.

a) Discontinuité dans la répartition des *Avicennia germinans* entre les individus en bordure de la frange de *Rhizophora mangle* et les individus dont les propagules se sont échouées et ont été piégées dans la laisse de mer. b) Jeunes individus d'*Avicennia germinans* dans le *Sesuvium portulacastrum* qui a permis de piéger les propagules.

La dynamique de population d'*Avicennia germinans* révèle donc une absence de reproduction de l'espèce depuis plusieurs décennies, mais également des succès de germination par le passé, compte tenu de la présence d'individus plus anciens. La salinité conditionne la capacité de flottaison ou de dépôt des propagules d'*Avicennia germinans* (Krauss et al., 2008 ; Alleman et Hester, 2011). Elle est également déterminante dans le processus d'enracinement. Or, les salinités ont fluctué en réponse aux variations de la pluviométrie ces dernières décennies (Descroix et al., 2020) et il semblerait que la conjonction des facteurs permettant l'établissement des propagules d'*Avicennia germinans* n'ai plus lieu à la bonne saison depuis la dernière période humide (Lombard et al., 2020). En outre, malgré un retour à des conditions plus humide depuis le milieu des années 1990 après la période de sécheresse des années 1970-1980 (Nicholson, 2005 ; Ali et Lebel 2009), les cumuls annuels de précipitations ne sont pas non plus équivalents à la période 1950-1968. De plus, il existe des différences saisonnières dans l'occurrence des épisodes pluvieux entre la dernière période humide et aujourd'hui (Descroix et al., 2015). En effet, les pluies lors du mois d'août sont moins fréquentes depuis les années 90 tandis que l'occurrence des pluies extrêmes a augmenté de manière significative (p -value < 0.01). Dès lors, compte tenu de la contribution de ces pluies au cumul total annuel (Panthou et al., 2014 ; Vischel et al., 2015), la dynamique de salinité au

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

cours de la saison a certainement changé. Nous émettons donc l'hypothèse que les lacunes de recrutement d'*Avicennia germinans* pourraient s'expliquer par un déphasage phénologique entre la pluviométrie saisonnière et la production annuelle de propagules. En effet, la salinité aurait un double impact limitant : 1/ la densité de l'eau trop importante à cause de salinités trop hautes induirait une mise en mouvement systématique des propagules lors des marées les empêchant par conséquent de s'établir, 2/ elle limite la croissance racinaire donc limite la probabilité d'enracinement avant la marée suivante.

Cependant, tester cette hypothèse nécessite d'une part, de disposer de données de salinité sur le temps long et, d'autre part, de connaître les seuils salins de recrutement d'*Avicennia germinans* en conditions naturelles hors piégeage par les herbacées. Dès lors, l'objectif de ce travail est triple. Tout d'abord, il s'agira de reconstruire la série temporelle de la salinité des eaux du delta à partir d'une modélisation basée sur des variables géographiques et des variables climatiques dérivées calculées à partir des données pluviométriques journalières ERA5-LAND. Ensuite, il s'agira à partir d'expérimentations d'évaluer les seuils de tolérance des propagules d'*Avicennia germinans* permettant le succès de germination. Enfin, à partir de ces valeurs, une reconstitution du contexte de salinité depuis les années 50 sera effectuée et permettra de quantifier la probabilité que la fenêtre d'opportunité se soit ouverte pour la colonisation des vasières par *Avicennia germinans*.

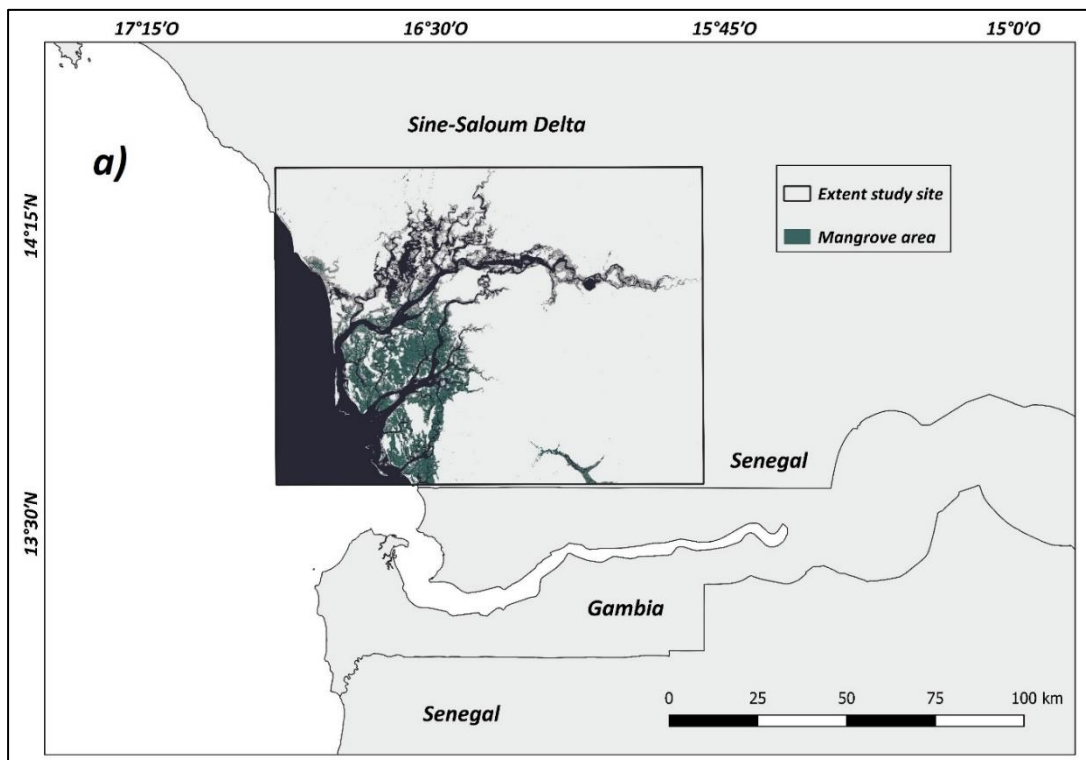
7.2. Matériels et méthodes

7.2.1. Zone d'étude

Le Delta du Saloum, situé dans la région côtière dans la partie centrale du Sénégal, possède une configuration d'estuaire inverse (Barusseau et al., 1985) où l'eau de mer pénètre dans les différents bras du fleuve. À l'instar des autres systèmes hydrologiques des régions sahélo-soudaniennes ou guinéennes, la topographie plane et les très faibles débits hydrauliques induisent également un estuaire exceptionnellement long pour le delta du Saloum. Dès lors, l'eau de mer pénètre sur plusieurs dizaines de kilomètres (fig.7.2). En amont, les lames d'eaux plus fines sont plus sensibles à l'évaporation et contiennent donc des concentrations en sel plus élevées. Par conséquent, un gradient important de salinité s'observe de l'aval vers l'amont en saison sèche de novembre à mai. Les valeurs tannes peuvent croître de manière assez linéaire de 35 psu à l'embouchure à plus de 100 psu à environ 90 km de ce point. En

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

saison humide, de juin à octobre, ce gradient persiste pour le delta du Saloum, mais sa magnitude diminue progressivement grâce aux apports directs de précipitations et aux quelques eaux de ruissellement locales. L'apport fluvial est inexistant en saison sèche, et extrême faible en saison humide. Dès lors, les salinités du delta s'abaissent rarement en dessous des concentrations en sel de l'eau de mer. Néanmoins, certains épisodes orageux intenses peuvent faire baisser momentanément les concentrations en sel de manière importante. En effet, il a été constaté que lors d'épisodes pluviométriques d'environ 30 mm, la salinité pouvait s'abaisser de 20 psu avant de se réajuster après quelques heures aux niveaux très légèrement inférieurs constatés avant l'épisode. C'est donc bien la succession des pluies fortes qui permet d'abaisser la salinité pendant des phases assez longues pour avoir une conséquence pour la végétation.



Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

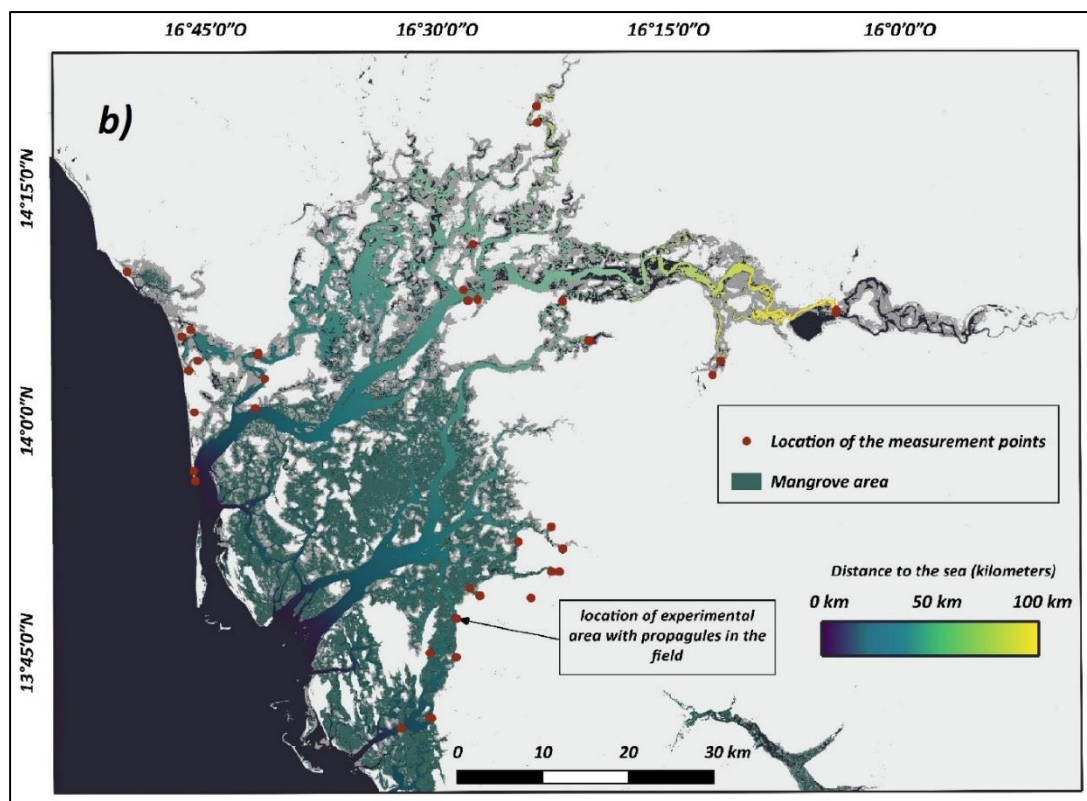


Figure 7.2. Système hydrologique du Delta du Saloum au Sénégal.

a) Localisation de la zone d'étude au sein de la zone sahélo-soudanienne. a) et b) Les surfaces de couleur verte indiquent la couverture de mangrove. b) Les points rouges représentent les sites de mesures de salinité au réfractomètre. Le dégradé de couleur indique la distance à l'embouchure.

7.2.2 Expériences botaniques sur le terrain

Les expériences et leurs résultats, détaillés au chapitre 6, ont pour but ici de confronter les seuils salins permettant la réalisation des différentes étapes de reproduction d'*Avicennia germinans* avec la modélisation spatio-temporelle de la salinité. La dispersion et l'établissement des propagules sont les deux étapes qui ont été appréhendées pour identifier l'impact de la salinité sur les processus démographiques. Des relevés de végétation ont également été effectués pour quantifier l'abondance d'espèces et l'âge des individus (Lombard et al., 2023), fournissant un jeu de données élargies permettant la réfutabilité de notre hypothèse.

7.2.3. Modèle spatial de la salinité

Les expérimentations présentées ont vocation à évaluer la réponse des processus de dissémination face aux variations de la salinité. Dans l'optique d'extrapoler ces résultats à l'ensemble de l'estuaire, la mise au point d'une modélisation spatio-temporelle de la salinité

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

a été réalisée. Notre approche méthodologique repose sur plusieurs étapes. Tout d'abord, des mesures in-situ au réfractomètre ont été collectées dans l'hydrosystème pour constituer une base de données de salinité. Ces données résultent d'une campagne de mesures directes de 2016 à 2022 avec une fréquence de récolte semestrielle sur les points géo-référencés dans le Saloum (cf. fig.7.2). De plus, nous avons complété ce jeu de données avec les mesures recensées dans Pagès et Citeau (1990). Au total, 613 observations ont pu être utilisées.

7.2.4. Variables explicatives

Ensuite, la constitution des variables de prédictions s'est appuyée d'une part, sur les données pluviométriques des réanalyses climatiques ERA5-LAND (Muñoz-Sabater, 2019), publiées par le European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) et, d'autre part, sur des données géographiques générées à partir d'un raster d'occupation du sol. L'ensemble de données ERA-5 LAND fournit des informations climatiques à une résolution temporelle horaire et une résolution spatiale de 9 km depuis 1950. La résolution spatio-temporelle ainsi que la couverture, sur 18 années, de la période humide antérieure aux années 70 justifie le recours aux données ERA5-LAND. Nous avons utilisé les données de précipitations agrégées à la journée, suffisantes pour prendre en compte les variations saisonnières et interannuelles de la salinité. Celles-ci ont été téléchargées à partir de Google Earth Engine (GEE). Dans l'optique de modéliser la série temporelle de la salinité, plusieurs variables ont été dérivées de la bande « total_precipitation_sum » qui fait référence au cumul pluviométrique sur 24h. Quatre indicateurs ont été calculés à partir de cette série pluviométrique pour être implémentés au modèle de salinité. Le nombre de jours de pluie au cours de l'année, le nombre de jours depuis la dernière pluie, le cumul de l'année antérieure à la date modélisée et les précipitations cumulées dans l'année à la date modélisée ont donc été dérivés de la variable « total_precipitation_sum ». Le code permettant l'importation des données ERA5-LAND ainsi que le calcul des variables dérivées sont disponibles dans le code Google Earth Engine suivant :

<https://code.earthengine.google.com/0b83df96b8b1cfb42043039258286c9b>.

Pour contextualiser, dans le temps, ces différents indicateurs, le jour de l'année (DOY) a également été implémenté comme variable. Bien que si cette variable peut sembler avoir une redondance avec le nombre de jour de pluie ($r = 0.59$), elle permet d'appréhender de manière indirecte la concentration des pluies au cours de la saison. En effet, si le nombre de jours de

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

pluie permettant d'atteindre un certain cumul de précipitation permet d'appréhender l'importance des épisodes pluviométrique, le DOY permet de prendre en considération la répartition des pluies dans l'année.

Par ailleurs, la fluctuation de la salinité au cours de la saison est hétérogène dans l'estuaire. Il est donc primordial d'introduire une composante spatiale pour retranscrire le gradient aval-amont des variations de salinité. Par conséquent, une variable raster de la distance à l'embouchure a été générée. Celle-ci a été conçue à partir d'une classification de l'occupation du sol réalisée à partir d'image Landsat. En effet, il était important d'obtenir la morphologie de l'hydrosystème du Saloum à une date antérieure à 1987 correspondant à la rupture de la flèche de Sangomar à l'embouchure du fleuve. Cette perturbation a entraîné des changements dans les volumes d'eau s'introduisant dans les différents chenaux (Descroix et al., 2020). Dès lors, un raster journalier de distance à la mer a été implémenté au modèle avant et après 1987 par l'intermédiaire du calcul de la distance géodésique à partir des différentes embouchures du Delta du Saloum.

7.2.5. Modèle et évaluation des prédictions

Enfin, nous avons utilisé les mesures in-situ comme ensemble d'apprentissage pour former notre modèle basé sur l'algorithme Random Forest (Breiman, 2001). Cette méthode d'apprentissage automatique a été choisie car elle offrait un bon compromis entre l'interprétation des résultats et la précision des prédictions. De plus, sa capacité à modéliser des relations non linéaires entre les variables s'avère importante dans la mesure où la relation entre le cumul pluviométrique et la salinité n'est pas linéaire sur l'ensemble du delta ; la distance à l'embouchure modulant l'impact des pluies sur la baisse de salinité. Dès lors, la capacité du Random Forest à prendre en compte implicitement des interactions possibles entre les variables s'est avérée être également un argument important pour justifier son utilisation.

L'évaluation du modèle de prédiction spatio-temporelle de la salinité a été réalisée en utilisant une approche de validation croisée en 20 k-folds. Cette méthode implique la division de l'ensemble de données en 20 sous-ensembles, où le modèle est entraîné sur 19 d'entre eux et testé sur le dernier, répétant ce processus 20 fois pour garantir une évaluation approfondie. La performance du modèle a été évaluée à chaque itération à l'aide du

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

coefficient de détermination (R^2), de l'erreur quadratique moyenne ($RMSE$) et de l'erreur absolue moyenne (MAE). Enfin, une agrégation des résultats pour chaque métrique a permis une évaluation de la stabilité des prédictions.

7.2.6. Reconstruction de la fenêtre d'opportunités

La modélisation de la salinité permet de spatialiser, dans l'aire de viabilité, les concentrations en sel depuis 1950. Les expériences in-situ et en mesocosmes ont permis d'établir une amplitude écologique du descripteur de salinité dans laquelle les propagules d'*Avicennia germinans* pourraient s'établir ou non. Par conséquent, des requêtes ont été réalisées au sein des résultats du modèle pour mesurer le nombre de jours consécutifs par année où ces seuils ont été franchis. De plus, les fréquences d'apparitions ont été calculées pour les valeurs de chaque descripteur qui permettaient d'obtenir des salinités inférieures aux seuils de germination identifiés. Dès lors, des valeurs caractéristiques ont pu être extraites et ont permis la mise en place d'un modèle logistique (eq. 1) pour estimer la trajectoire du cumul pluviométrique en fonction du jour de l'année permettant l'ouverture de la WoO :

$$f(x) = \frac{L}{1+e^{-k(x-x_0)}} \quad (1)$$

Où $f(x)$ est le résultat de la fonction, c'est-à-dire le cumul pluviométrique au jour (x) au cours de l'année

L est la valeur maximale, c'est-à-dire le cumul maximal atteint pendant l'année

k est le taux de croissance logistique, ou la pente de la courbe

x est le numéro du jour dans l'année. L'amplitude des valeurs a été fixée en fonction du début et fin de saison des pluies

x_0 est le numéro du jour au centre de la courbe sigmoïde. La moitié du cumul pluviométrique a été choisie et le jour où il a été atteint a été retenu.

Néanmoins, la valeur (k) est inconnue. Par conséquent, nous ajusté ce paramètre grâce aux données pluviométriques et aux sorties de modèle. Tout d'abord, nous avons retenu les sorties modèles sur des lieux présentant des abondances importantes d'*Avicennia germinans*. En ces lieux, les années présentant des valeurs de salinités sous les seuils requis pour s'enraciner ont été retenues. Ensuite, à partir des courbes de cumuls, les paramètres (L), (x), (x_0) ont pu être déduits. (L) a été calculé par la moyenne des cumuls maximums au sein des

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

années où les seuils de salinité ont été franchis, (x_0) a été estimé par la moyenne du nombre de jours pour atteindre la moitié du cumul pluviométrique sur ces mêmes années. Dès lors, la fonction logistique a été ajustée par la méthode des moindres carrés avec plusieurs paramètres (k). La valeur (k) permettant le meilleur ajustement a été retenue. Enfin, nous avons ajusté sur les lieux retenus trois courbes logistiques.

- Une appréhendant la trajectoire des cumuls permettant d'atteindre des salinités sous les seuils retenus lors des expériences.
- Une retraçant l'année présentant les salinités les plus faibles sur la période actuelle (1998-2022).
- Une permettant d'estimer la trajectoire avec les cumuls pluviométriques minimaux permettant l'ouverture de la WoO par abaissement des valeurs de salinités sous les seuils de germinations potentiels.

7.3. Résultats

7.3.1. Expérience d'établissement de propagules

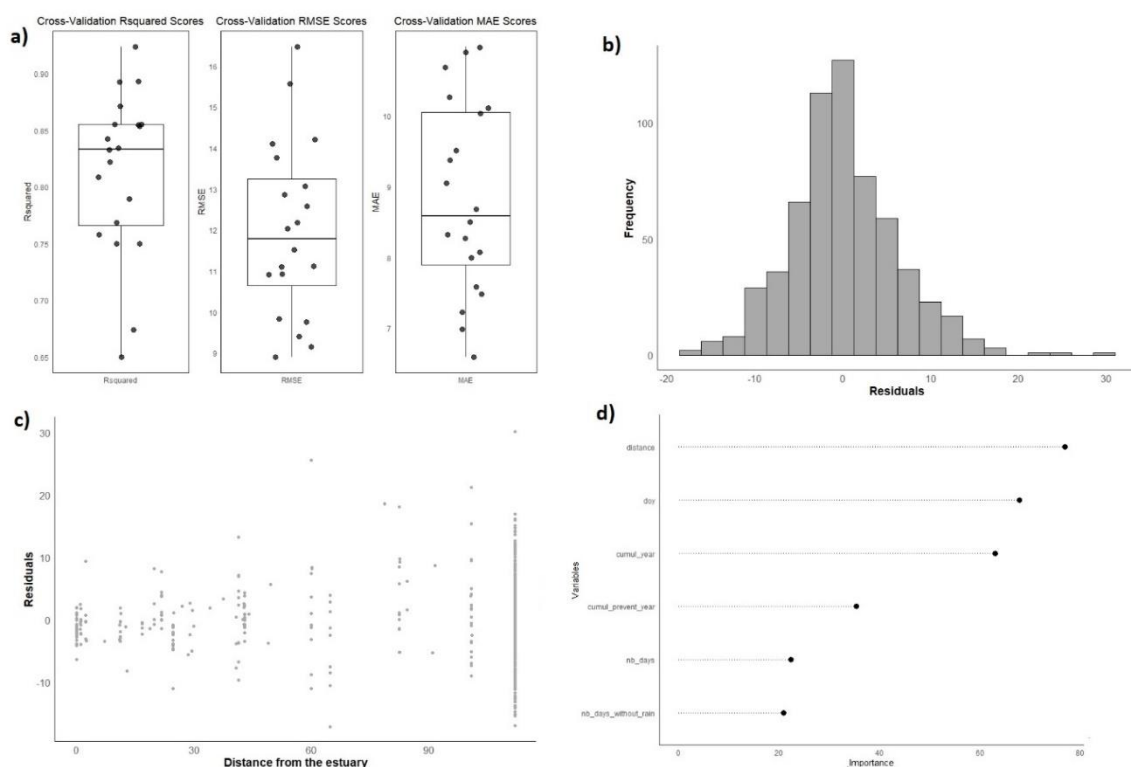
Un détail de résultats des expérimentations est disponible dans le chapitre 6. En synthèse, dans une eau à 32 psu, les propagules avaient moins de 1 % de chance de germer. Le piégeage augmentait la probabilité d'enracinement, mais nécessitait plus de 6 jours pour atteindre un stade d'enracinement suffisant. Cette information est corroborée par l'expérience en mésocosmes. Si le temps de submersion favorisait l'ouverture des propagules, il n'influçait pas significativement leur enracinement. En revanche, la salinité influçait la croissance du système racinaire et le redressement des propagules. En effet, les propagules immergées dans des eaux de salinité ≤ 10 psu se redressaient toutes après 7 jours, avec une diminution à 87.5 % pour des eaux de salinité ≤ 20 psu. Au-delà de 20 psu, les propagules se redressaient en plus de 7 jours. Par ailleurs, toutes les propagules qui n'ont pas été immergées se sont redressées. Dès lors, il est probable qu'une salinité entre 0 et 20 psu soit nécessaire à l'établissement des propagules ou qu'une salinité légèrement supérieure à 20 psu puisse persister pendant plus de 7 jours consécutifs.

7.3.2. Séries temporelles de la salinité des eaux

Les mesures de validation croisée ont été utilisées pour quantifier la précision du modèle spatio-temporel de salinité. Les résultats ont montré une corrélation élevée entre les valeurs

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

prédites et observées de la salinité, avec un coefficient de détermination (R^2) médian de 0.83, un RMSE médian de 11.8 psu et un MAE de 8.7 psu (fig 7.3a). De plus, les graphiques de résidus ont été examinés pour s'assurer de l'absence de tendances ou de schémas non capturés par le modèle. Les résidus présentent une distribution normale centrée autour de zéro (fig.7.3b), indiquant une bonne adéquation du modèle aux données observées. En outre, l'évaluation de la structure spatiale des erreurs (fig. 7.3c) indique que les résidus suivent une distribution normale peu importe la distance. Néanmoins, l'amplitude des erreurs augmente en fonction de la distance à l'embouchure. Par ailleurs, des analyses de sensibilité ont été réalisées pour évaluer l'impact de chaque variable explicative sur les prédictions de salinité (fig. 7.3d). Les résultats montrent que la distance à l'embouchure est la variable qui a le plus d'impact sur les prédictions, suivie du jour de l'année et du cumul annuel en cours. Le cumul annuel de l'année précédente, le nombre de jours de pluie ainsi que le nombre de jours depuis la dernière pluie ont un impact moindre que les trois premières variables mentionnées.



a) **Figure 7.3. Évaluation du modèle** Scores d'évaluation de la salinité observée pour l'ensemble de données de validation basée sur le modèle (RF). Les mesures statistiques et de notation prises en compte comprennent le coefficient de détermination R^2 , l'erreur absolue moyenne (MAE), l'erreur quadratique moyenne (RMSE). b) Distribution des résidus c) Distribution des résidus en fonction de la distance à l'embouchure. d) Importance des variables implémentées dans le modèle calculé par l'intermédiaire du pourcentage d'augmentation de l'erreur quadratique moyenne. Cette mesure quantifie l'impact de chaque variable sur l'augmentation de l'erreur quadratique moyenne lorsqu'on effectue des permutations aléatoires de cette variable.

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

Cette modélisation a permis de reconstituer le contexte salin dans le delta du Saloum de 1951 à nos jours. Les valeurs de salinité présentent un modèle saisonnier unimodal avant des valeurs maximales atteintes lors des mois d'Avril ou Mai et des valeurs minimales souvent atteintes en Octobre. Plusieurs sites ont été retenus pour évaluer le comportement de salinité au cours du temps (fig. 7.6). Ils ont été choisis pour leur localisation par rapport à la distance à l'embouchure, leur situation au sein du gradient nord-sud de pluviométrie et pour la présence, dans certains cas, de patches importants d'*Avicennia germinans*. Pour davantage de clarté, nous avons représenté des séries temporelles sous forme de boxplots pour synthétiser des valeurs chaque année (fig. 7.4).

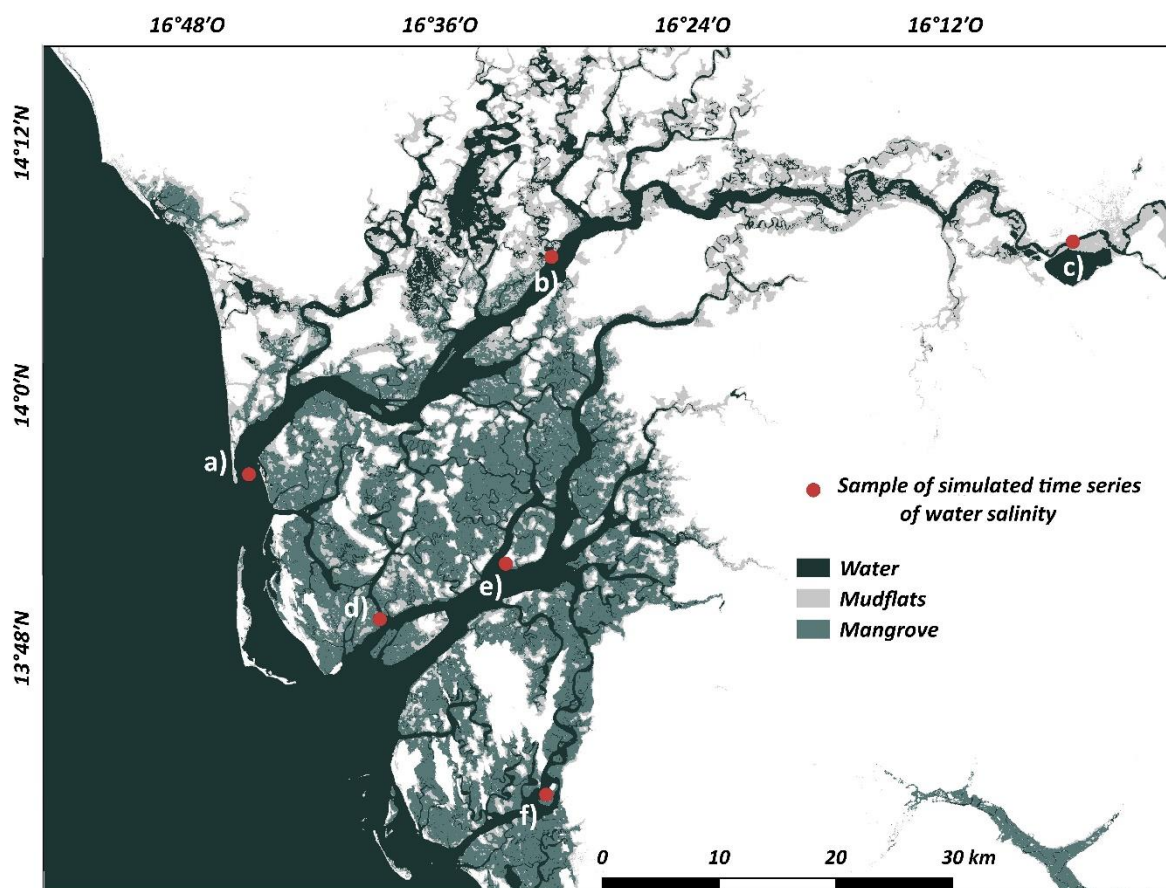
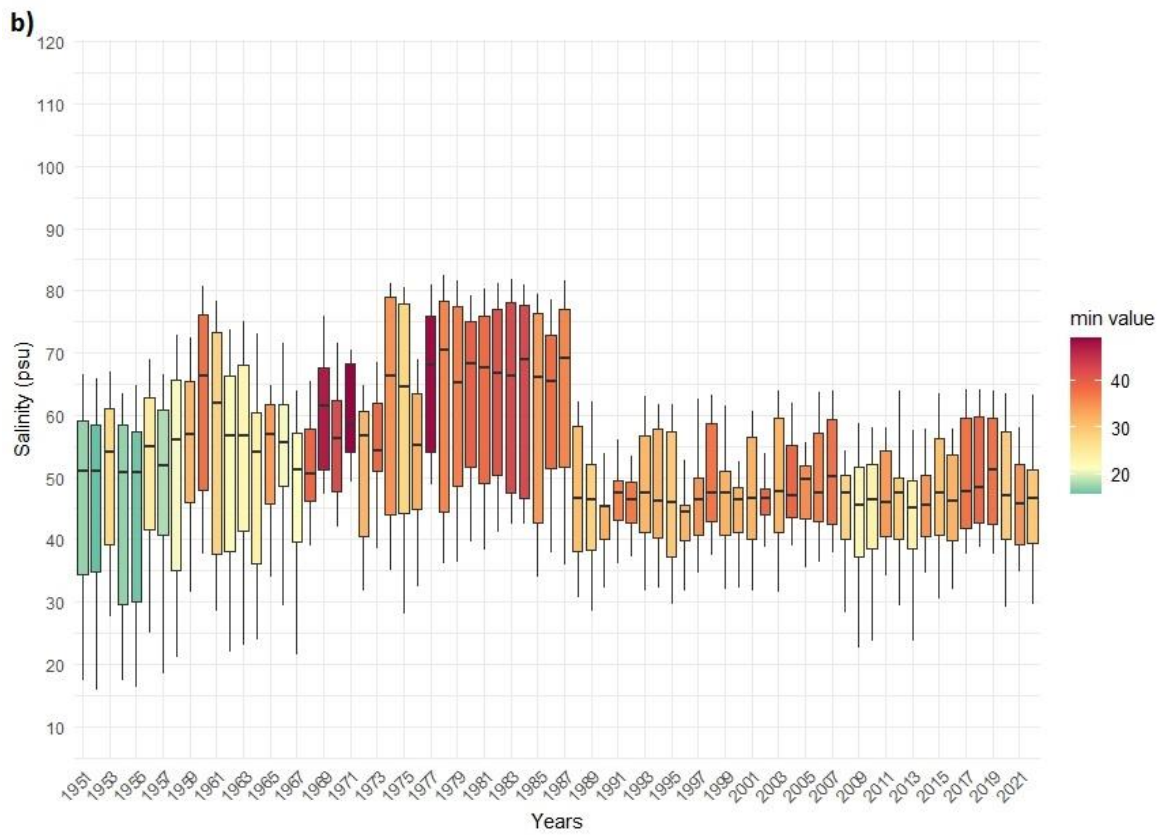
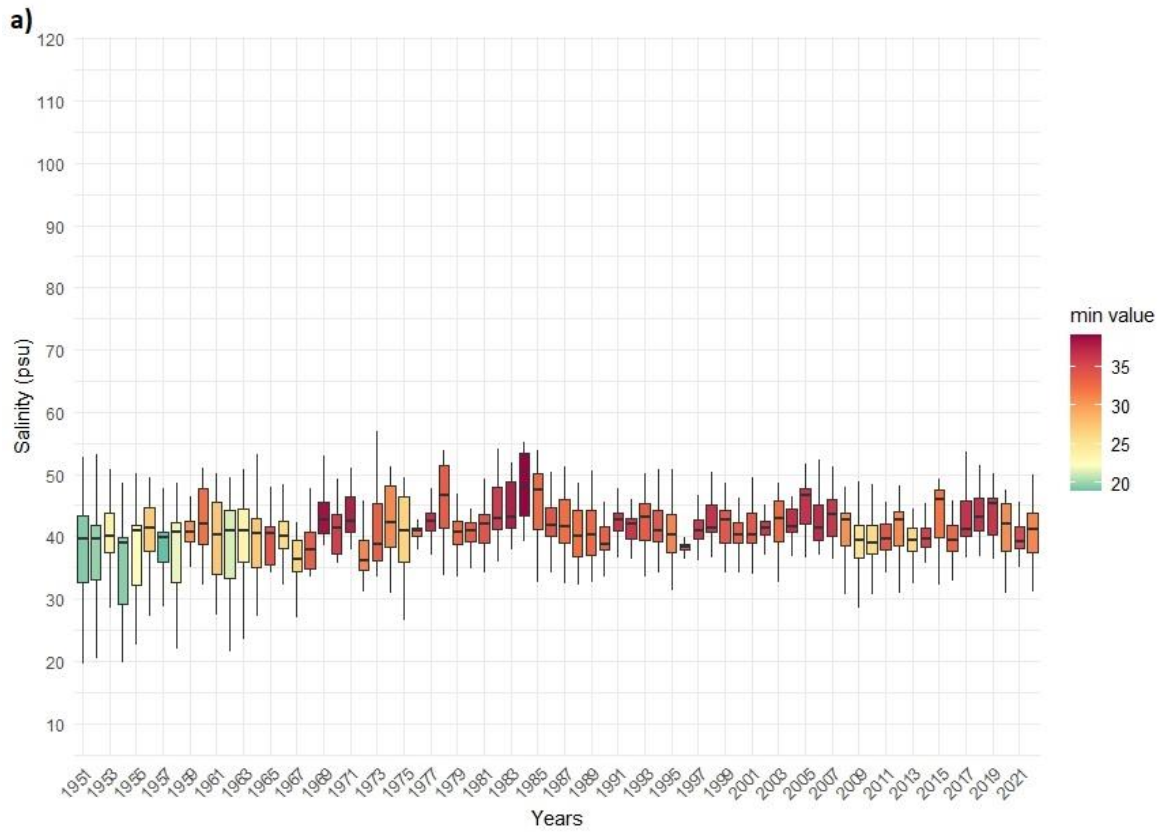
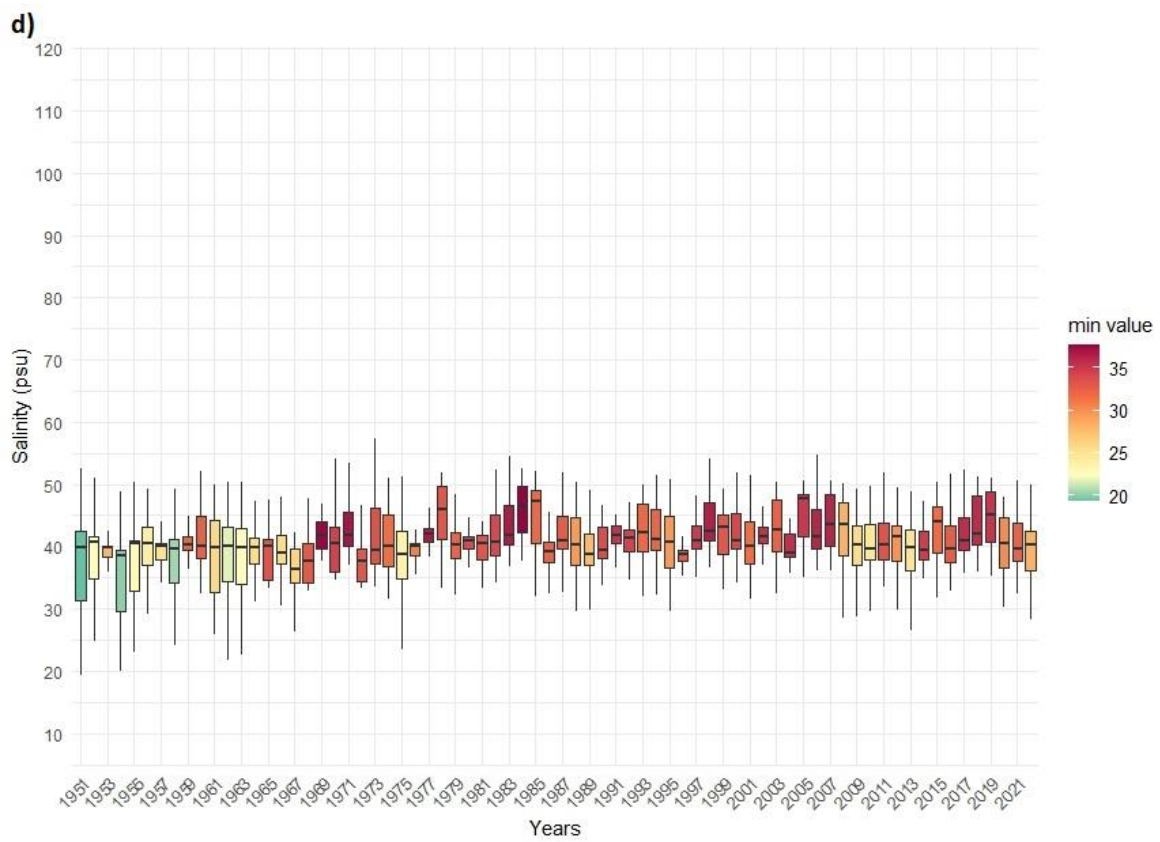
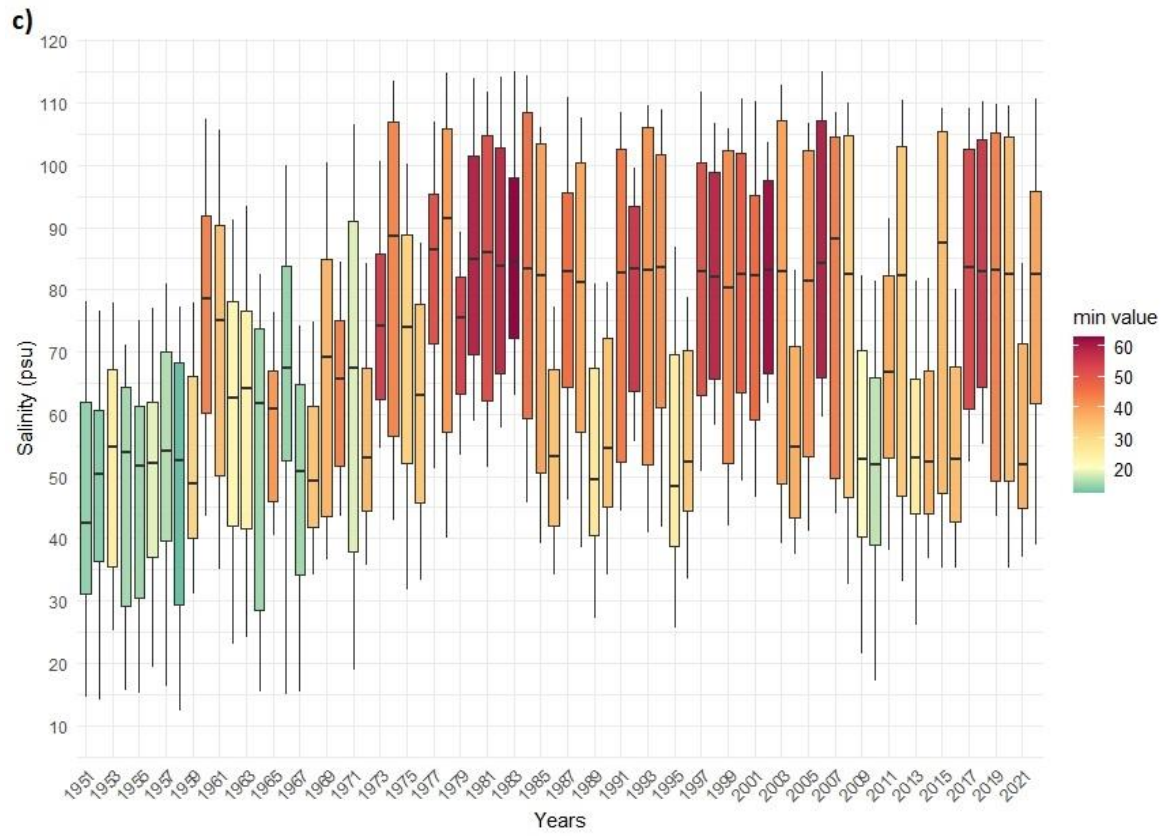


Figure 7.4. Série temporelle annuelle de la salinité des eaux. Chaque boxplot représente une année avec la valeur minimale, maximale, le premier quartile, le troisième quartile et la valeur médiane. Le gradient de couleur représente la salinité minimale de l'année et permet d'apprécier les seuils minimaux de salinités pour l'établissement d'*Avicennia germinans*. Les différents points situés à des distances à l'embouchure allant de 0 à 97 km. Respectivement a = 0 km, b = 39 km, c = 97 km, d = 0.5 km, e = 16 km et f = 10.5 km.

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

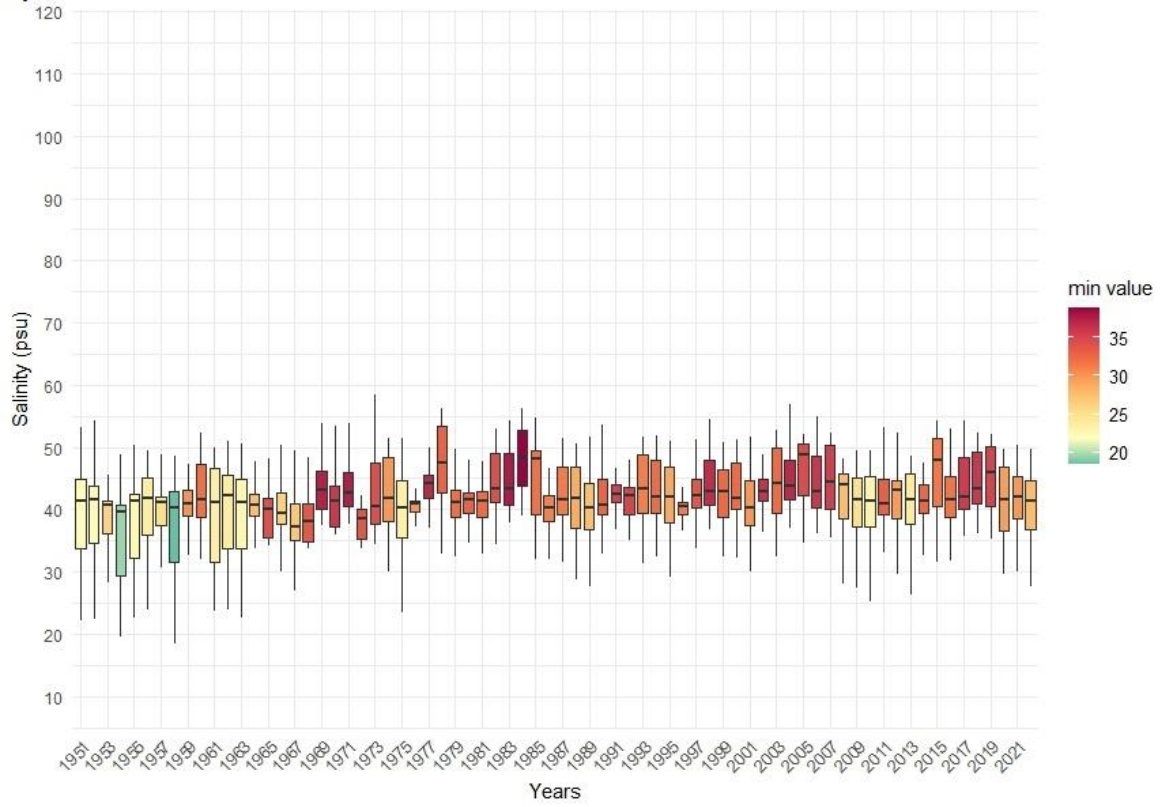


Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

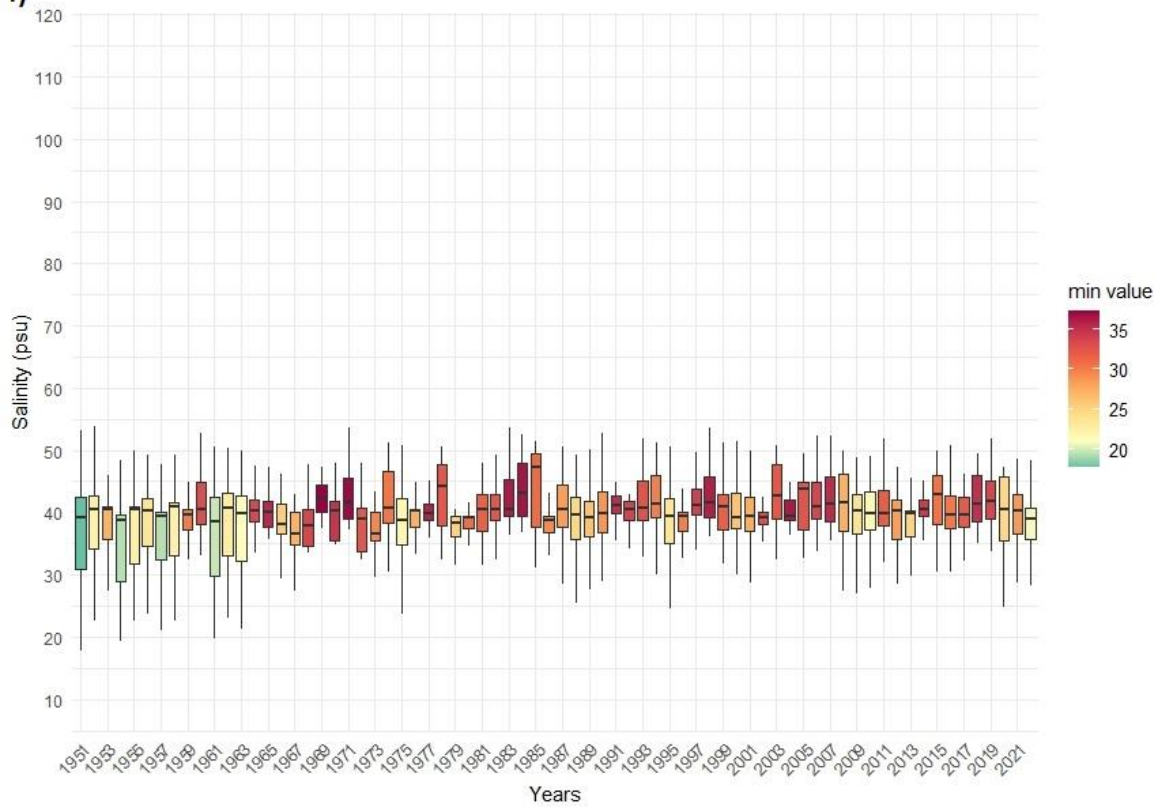


Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

e)



f)



Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

Tout d'abord, on constate sur chaque série une tendance générale où les salinités minimales et celles du premier quartile sont plus faibles pendant la période des années 1951 à 1959. L'impact de la période de sécheresse (1968-1998) est très visible sur les salinités minimales, maximales et du troisième quartile. Il est important de noter que la période actuelle (1998-2022) ne révèle pas un ensemble des salinités faibles. Néanmoins, une période des années 2007 à 2013 est marquée par des salinités minimales plus faibles que la période précédente. Dès lors, la salinité, comme la pluviométrie est revenue à la hausse comparée au milieu des années 90, sans atteindre les valeurs des années 1951-1959.

Ensuite, l'amplitude des salinités est, comme attendu, fortement dépendante de la distance à l'embouchure. Dans le fleuve Saloum (a,b,c), l'amplitude des valeurs de salinités au cours de l'année croit en fonction de l'éloignement à la mer. Néanmoins, on note un changement de comportement de la série pour essentiellement visible pour le point b). En effet, après l'année 1987, l'amplitude des salinités est beaucoup plus faible tout comme les valeurs médianes, du premier et troisième quartile ainsi que les valeurs maximales. Ce changement brutal intervient après la rupture de la flèche sableuse de Sangomar (au niveau du point a). Par conséquent, la distance à l'embouchure a été fortement réduite pour les sites en amont du point a).

Enfin, la mise en perspective de ces séries temporelles avec les expériences réalisées sur les propagules d'*Avicennia germinans* montre que, depuis 1968, sans une situation de piégeage, l'espèce échoue dans son recrutement selon ce modèle. En effet, il faudrait 7 jours consécutifs où les salinités soient inférieures à 20 psu pour que l'espèce puisse s'enraciner et résister aux battements des marées. Ces concentrations en sel ont été uniquement présentes avant l'année 1959. Néanmoins, on ne retrouve pas cette configuration temporelle sur les points d), e) et f) qui présentent pourtant une population importante d'*Avicennia germinans* adulte. En effet, comme le montre le tableau 7.1, ces sites n'ont connu en moyenne qu'une journée ou deux en moyenne par années à ces seuils. Les sites b) et c) ont respectivement connu 15 et 23 jours par an sous le seuil de 20 psu. Sur le site b) nous avons effectivement observé quelques individus adultes. Si, à présent, nous prenons un seuil < 25 psu alors tous les sites présentent largement plus de 7 jours consécutifs sous ce seuil. Or, nous savons d'une part, que les salinités autour de 30 psu sont trop élevées pour espérer un établissement sans piégeage sur les vasières et, d'autre part, que les salinités < 20 psu permettent à l'espèce de

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

s'enraciner en 7 jours (sans pour autant avoir testé l'effet des marées à ces salinités). Dès lors, il semble qu'une salinité comprise entre 20 et 25 psu sur plus de 7 jours consécutifs suffise pour que la densité de l'eau soit suffisamment faible pour que les propagules ne soient pas délogées par l'hydrodynamisme.

Tableau 7.1. Nombre de jours consécutifs annuels moyens inférieurs ou supérieur à différents seuils de salinité des eaux.

Les lettres correspondent aux différents sites de la figure 4. Les couleurs correspondent aux seuils hypothétiques permettant la germination d'*Avicennia germinans* (vert), ou causant la mortalité de *Rhizophora mangle* si les eaux interstitielles atteignent des valeurs ≥ 60 psu dans le sol (rouge) ou la mortalité d'*Avicennia germinans* si les eaux interstitielles atteignent des valeurs ≥ 90 psu dans le sol (noir). Les valeurs seuils de mortalité sont issues des travaux de Devaney et al (2021).

	1951-1959						1959-1968						1968-1998						1998-2022					
	a)	b)	c)	d)	e)	f)	a)	b)	c)	d)	e)	f)	a)	b)	c)	d)	e)	f)	a)	b)	c)	d)	e)	f)
< 20 psu	1	15	23	1	1	2	0	0	15	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
< 25 psu	26	31	43	20	22	25	3	17	27	4	6	11	0	0	2	0	0	1	0	1	2	0	1	1
< 30 psu	66	64	76	56	56	63	32	33	34	35	25	30	1	1	3	3	3	9	5	10	6	5	8	12
< 35 psu	96	88	93	95	97	102	87	48	40	86	79	68	29	16	9	41	39	56	26	31	11	33	36	48
≥ 50 psu	6	210	196	6	8	8	22	254	257	15	19	17	30	211	291	19	35	16	10	127	278	13	40	10
≥ 60 psu	0	96	130	0	0	0	0	140	207	0	0	0	0	132	252	0	0	0	0	21	240	0	0	0
≥ 90 psu	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	103	0	0	0

7.3.3. Probabilité d'ouverture WoO

Les fréquences d'apparitions des valeurs des variables environnementales ont permis d'établir la distribution statistique des caractéristiques affectant la salinité des eaux. Pour un seuil < 20 psu les valeurs les plus probables sont mentionnées dans le tableau 7.2. À titre de comparaison sur la période 1998-2022, les salinités les plus faibles obtenues lors de l'année où les cumuls pluviométriques étaient les plus importants ont simplement franchi le seuil de 25 psu pendant six jours. Les valeurs de pluviométrie mentionnées dans le tableau représentent les cumuls et le nombre de jours de pluie lorsque la salinité atteint sa valeur minimale pendant l'année. Dès lors, les cumuls peuvent croître ensuite, mais la régularité des

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

pluies se dégrade sur la fin de saison des pluies entraînant parfois une hausse de la salinité sur plusieurs jours en cas d'absence prolongée d'épisodes pluvieux. Par ailleurs, la différence de cumul atteint environ 150 mm et la valeur de salinité minimale est atteinte 11 jours plus tôt dans les années 1951-1959. De plus, les valeurs des cumuls de l'année précédente sont également plus hautes permettant à l'hydrosystème d'atteindre des salinités moins hautes en saison sèche. Par conséquent, les concentrations en sel plus faibles à l'amorce de la saison des pluies augmentent la probabilité d'atteindre des salinités minimales satisfaisantes pour la germination.

Tableau 7.2. Valeurs les plus probables pour des salinités inférieures à 20 psu.

La deuxième ligne de ce tableau est donnée à titre de comparaison sur l'année plus humide de la période 1998-2022

Période	Cumul annuel (mm)	Cumul de l'année précédente (mm)	Nombre de jours de pluie	Nombre de jours depuis la dernière pluie	DOY	Distance à l'embouchure
1951-1959						
Seuil franchi < 20 psu	900	813	87	0	281	30 km
2010						
Seuil franchi < 25 psu	756	761	84	0	292	10.5 km

Par ailleurs, bien que la distance à l'embouchure constitue la variable la plus importante pour estimer la salinité au cours de l'année, celle-ci ne conditionne pas directement la germination car des salinités inférieures à 20 psu ont été recensées à toutes les distances de l'embouchure entre 1951 et 1959. Dès lors, les changements pluviométriques apparaissent comme prépondérants pour expliquer le passage ou non des seuils de salinité. Par conséquent, nous avons porté notre attention sur trois sites qui présentaient des effectifs importants d'*Avicennia germinans* sur les estrans donc ayant réussi un ensemencement par le passé.

Dès lors, les sites d), e) et f) ont fait l'objet d'une analyse de la trajectoire du cumul pluviométrique au cours de la période 1951-1959 et sur l'année 2010 (fig. 7.5). Le profil

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

moyen des cumuls pluviométrique a été ajusté sur chacun des trois sites pour la période 1951-1959 (lignes noires continues). Une fonction logistique a été ajustée également pour l'année 2010 : l'année « récente » qui présente les salinités les plus faibles. En outre, une troisième fonction logistique a été ajustée à partir des valeurs minimales de cumuls qui ont permis de franchir les seuils (<20 psu et < 25) pendant la période 1951-1959 pour simuler la trajectoire limite, permettant l'ouverture de la WoO.

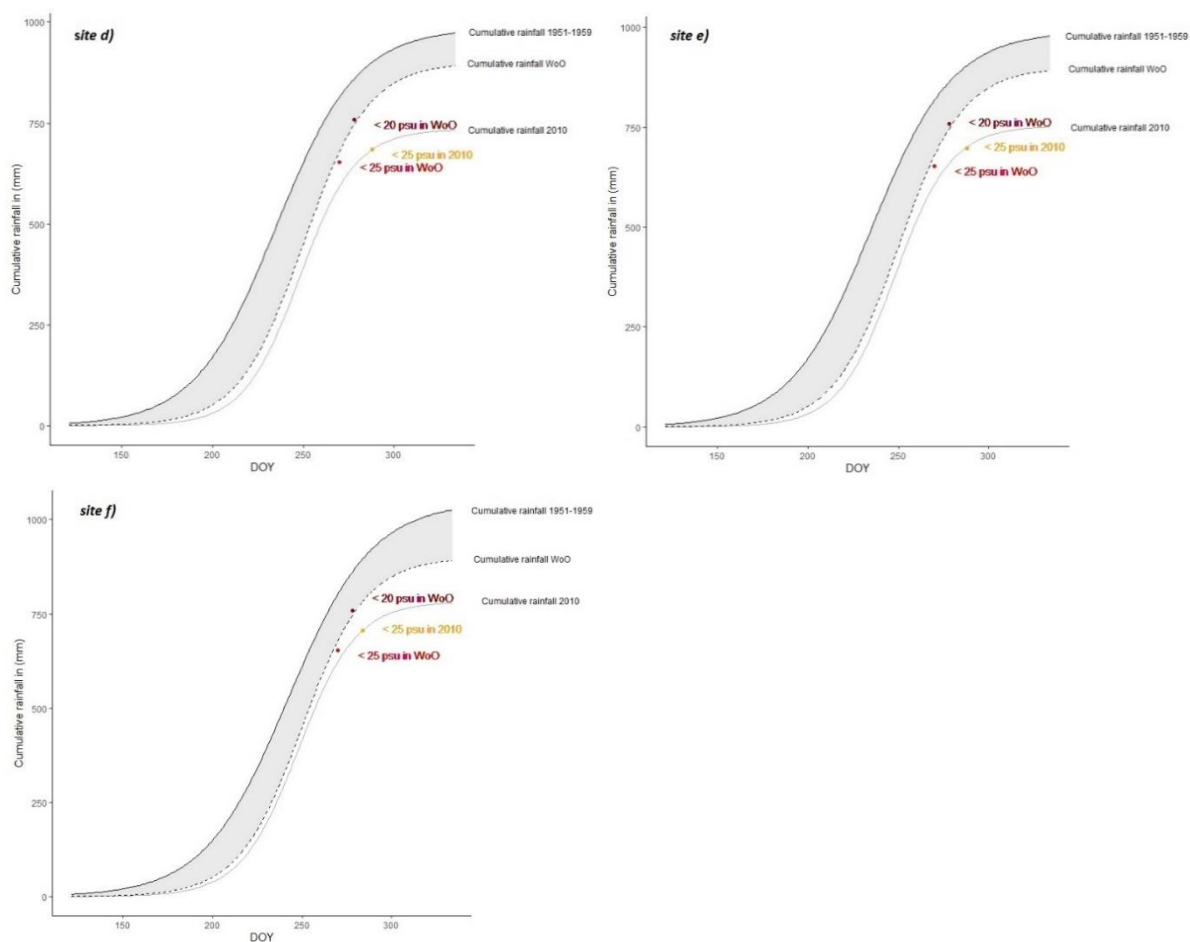


Figure 7.5. Trajectoire des cumuls pluviométriques présentant des populations d'*Avicennia germinans*.

Avicennia germinans L'aire grisée représente la trajectoire potentielle permettant à la WoO de s'ouvrir entraînant les conditions propices à la germination. Les sites d), e), f) correspondent à ceux mentionnés en figure 7.4.

L'évolution des cumuls pluviométriques entre la période humide (1951-1959) et la période actuelle est marquée par des contrastes. Outre les différences de cumuls maximales, les courbes se démarquent assez rapidement dans la saison. Le début de saison des pluies est

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

plus tardif sur la période contemporaine. L'accélération dans les valeurs de cumuls se produit également plus tôt lors de la période humide. On observe, en revanche, une décélération dans l'évolution des valeurs autour du jour 275 correspondant à fin septembre - début octobre se faisant de manière similaire sur les deux profils. Par ailleurs, la courbe du cumul pluviométrique simulée montre une progression semblable à l'année 2010 des cumuls pluviométriques, mais une décélération plus tardive. Cela lui permet de cumuler des précipitations plus importantes en fin de saison, mais également d'atteindre la valeur critique de 750 mm de précipitation nécessaire pour passer sous le seuil de 20 psu. Il est important de constater qu'un abaissement des salinités en dessous de 25 psu ou 20 psu n'est possible que si des cumuls pluviométriques entre 650 mm et 750 mm sont atteints suffisamment tôt dans la saison, respectivement autour de mi-septembre et fin septembre. Dès lors, l'année 2010 semble proche d'une trajectoire minimale requise pour un abaissement sous les seuils de salinités de 20 et 25 psu avant de bifurquer fin août – début septembre vers un plateau induisant l'amorce de la fin de la saison des pluies. Cette période semble charnière pour maximiser la probabilité d'atteindre les valeurs de salinités seuils relativement tôt dans la saison. En effet, si au cours de la période 1998-2010, les salinités ne sont pas descendues en dessous de 20 psu, le franchissement du seuil < 25 psu (orange sur les courbes) a été recensé au jour 290 en moyenne. Pendant la période humide, ce seuil était en moyenne franchi au jour 263, soit un mois plus tôt. Dès lors, dans l'hypothèse où le seuil de 25 psu était suffisant pour favoriser un ensemencement, celui-ci intervient un mois plus tard.

7.4. Discussion

7.4.1. Incertitudes liées aux modèles

Les résultats de notre modélisation des salinités fournissent des informations importantes sur la relation complexe entre les conditions climatiques et la salinité de l'eau, ainsi que leur impact sur la probabilité de germination d'*Avicennia germinans*. Cependant, il est essentiel de noter que notre modèle présente certaines limites qui doivent être prises en compte dans l'interprétation des résultats. L'incertitude dans nos prédictions peut avoir des implications directes sur la définition des seuils de germination. En effet, il semblerait qu'une plage comprise entre 15 psu et 25 psu pourrait présenter un seuil au-delà duquel les propagules d'*Avicennia germinans* pourraient couler, mais seraient mise en mouvement par la force

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

tractrice des marées. Or, les marges d'erreurs du modèle de salinité, bien qu'acceptables compte tenu de l'amplitude des valeurs, sont en moyenne de 8.7 psu. Les écarts aux modèles sont dans les mêmes ordres de grandeur selon les valeurs de concentrations en sel modélisées. La répartition des erreurs est aléatoire et il n'y a pas de tendance de sur ou sous-estimation observée. Dès lors, la plage d'incertitude présentée pour les seuils de germination est plus faible que les marges d'erreur du modèle. Cela ne remet pas en cause l'observation de salinité nettement plus faible pendant la période 1951-1959. En revanche, les seuils hypothétiques de salinité de germination méritent une prudente interprétation.

Une source d'incertitudes réside également dans la base de données climatiques utilisées permettant de générer les variables implémentées dans le modèle de salinité. Les données ERA5-LAND sont des réanalyses qui présentent comme d'autres produits de ce type des erreurs importantes pour les précipitations journalières (Mekonnen et al., 2023). Néanmoins, ces données sont plus fiables à l'échelle mensuelle et présentent pour l'Afrique de l'Ouest un coefficient de corrélation 0.86 avec les données issues des stations météorologiques (Mekonnen et al., 2023). Dès lors, ces incertitudes semblent affecter essentiellement les variables comme le nombre de jours de pluie ou le nombre de jours depuis la dernière plutôt que les cumuls pluviométriques. En effet, si les variations des concentrations en sel peuvent souffrir d'imprécisions à l'échelle journalière, les valeurs minimales sont plus sensibles aux cumuls au fil des mois. Or, c'est cette information qui avait ici le plus d'importance.

7.4.2. Perspectives et changements climatiques

La modélisation de la salinité journalière depuis 1950 a permis une mise en perspective de résultats d'expérimentations in-situ visant à caractériser les processus d'établissement à court terme et les séries temporelles à long terme d'un descripteur biophysique affectant ces processus. La simulation des valeurs de salinité au cours du temps corrobore les observations sur l'échec d'établissement des propagules d'*Avicennia germinans* pour la période actuelle. En effet, dans une eau où les concentrations sont légèrement inférieures à l'eau de mer [30 ; 35], les observations ont montré que la densité de l'eau et l'hydrodynamisme étaient suffisants pour déloger les propagules. Or, les séries temporelles simulées montrent que ces salinités minimales sont largement dominantes lors des deux dernières décennies. La période de 1951 à 1959 montre, quant à elle, des salinités nettement plus faibles atteignant, dans certains lieux, 15 psu en valeur minimale ou restant plusieurs jours à des salinités inférieures

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

à 25 psu. D'après Nicholson et al (2012), la période humide entre les années 50 et 60 n'a pas d'équivalent jusqu'aux années 1820-1830. Cependant, les populations adultes observées dans la Saloum ont davantage de probabilité de provenir de la période 1951-1959. En effet, les individus adultes d'*Avicennia germinans* recensés n'étaient probablement pas âgés de 200 ans. Sans avoir réalisé une étude exhaustive de l'âge des individus ou du diamètre à hauteur de poitrine (DBH), les troncs observés étaient pour la plupart des grands individus équivalents ou inférieurs à 20 cm. Ces tailles sont plutôt associées à une longévité de plusieurs décennies (Salas-Leiva et al., 2009) et non deux siècles.

Par ailleurs, la trajectoire des cumuls pluviométriques semble avoir une importance particulière. Il existe un décalage d'un mois pour le franchissement du seuil < 25 psu entre la période 1951-1959 et la meilleure année pluviométrique récente dans le Saloum : 2010. Or, une phénologie dans la dispersion des propagules a été mise en évidence pour *Avicennia germinans* (Van der Stocken et al., 2017). Entre les latitudes 20N et 10N le maximum de production a été identifié pendant la saison des pluies en septembre et octobre. Dès lors, une salinité minimale tardive réduirait la probabilité de succès de l'ensemencement. Durant l'année 2010, une salinité minimale et inférieure à 25 psu a été atteinte le 17 octobre, réduisant ainsi de 75 % l'opportunité de bénéficier du maximum de production des propagules. Pendant les années 1951 et 1959, les salinités minimales ont été atteintes au début de période de maximum de production. Ceci laisse suggérer qu'au-delà de cumuls durablement plus faibles depuis la dernière période humide, il existerait de surcroît un déphasage phénologique entre les conditions de salinités permettant l'établissement et la chute des propagules.

7.4.3. Limites de connaissances

Les observations et les simulations concordent vers une absence des conditions hydroclimatiques nécessaires à l'établissement des propagules d'*Avicennia germinans* depuis la dernière période humide. Néanmoins, un nombre important (> 100) de propagules enracinées ont été observées en 2021 à marée haute dans deux sites (*e* et *f* cf. figure 7.6). Or, les salinités relevées au moment de l'observation présentaient des taux autour entre 30 et 32 psu. Ces propagules étaient sur la position haute du gradient de marée. Dès lors, cette observation confirme plutôt la théorie que les propagules doivent observer plusieurs jours sans perturbations liées à l'hydrodynamisme après le dépôt pour s'établir (Balke et al., 2011 ;

Modélisation chronologique de l'établissement des semis de mangrove : pour une détection des seuils critiques de transitions ?

Balke et al., 2013 ; Balke et al., 2014 ; Balke et al., 2015). Cependant, ces mêmes lieux présentent des patchs importants d'*Avicennia germinans* matures dans des positions bien plus basses de l'estran. Dès lors, ces populations se sont établies, il y a plusieurs années, malgré un battement des marées plus important. En effet, l'impact de l'hydrodynamisme existe de manière constante et n'a pas varié brutalement, contrairement à la salinité. Or, les pyramides des âges d'*Avicennia germinans* dans le Saloum montrent une rupture claire dans la répartition des âges induisant un changement environnemental brusque.

Néanmoins, il est nécessaire de rester prudent face aux différences dans l'abondance des individus d'*Avicennia germinans*. En effet, celle-ci ne peut être reliée uniquement aux conditions tannes. La microtopographie et le gradient d'inondation jouent un rôle prépondérant dans l'établissement des espèces de mangrove (Delgado et al., 2001 ; Krauss et al., 2008, Balke et al., 2015). Dès lors, la présence de nombreux individus dans certains lieux peut également être liée à une topographie où l'hydrodynamisme n'aurait pas perturbé les propagules d'*Avicennia germinans* pendant plusieurs jours, leur permettant de s'enraciner. Ensuite, les observations ont montré que la salinité à 32 psu était suffisante pour déloger des propagules non enracinées par la force tractrice de la marée. Dans ce travail, nous avons mis en évidence des liens entre la durée d'enracinement en fonction de certaines concentrations en sel et les périodes durant lesquelles ces seuils salins ont été franchis. Néanmoins, nous n'avons pas pu tester l'hypothèse selon laquelle les concentrations en sel inférieures à 20 ou 25 psu permettraient d'atténuer suffisamment les effets de l'hydrodynamisme pour que les propagules puissent couler et germer. Par conséquent, il semble nécessaire d'évaluer, dans des estuaires où les concentrations en sel atteignent des niveaux équivalents à ceux observés dans le Saloum pendant la période 1951-1959, si les propagules résistent à l'hydrodynamisme. L'estuaire de la Casamance offre un cadre d'étude intéressant pour tester cette hypothèse. En outre, il semble important d'étudier si la baisse ponctuelle de la salinité, lors des épisodes orageux, peut expliquer la présence de propagules en cours de germination observée dans deux sites dans le Saloum en 2021 (observations après une semaine d'épisodes pluviométriques importants). En effet, les changements de régimes pluviométriques ces dernières décennies ont provoqué également des modifications dans la répartition et l'occurrence des pluies (Descroix et al., 2013 ; Panthou et al., 2013).

7.5. Conclusions

Les données ERA5 LAND ont permis de modéliser les séries temporelles de salinités dans le Delta du Saloum depuis 1950. Les résultats du modèle et les expérimentations réalisées évaluant les conditions tannes propices à l'établissement des propagules convergent vers un changement de régime pluviométrique comme facteur explicatif des lacunes de régénération d'*Avicennia germinans*.

En effet, il apparaît que les conditions propices à l'établissement de l'espèce n'ont probablement pas été réunies depuis 1959. En effet, nous avons identifié une période favorable à la germination qui requiert certainement des salinités comprises entre 20 et 25 psu au moment de l'ensemencement pour assurer la reproduction de l'espèce. Cependant, ces niveaux de salinité ne peuvent être atteints que par des cumuls pluviométriques annuels dépassant les 750 mm dans la majeure partie de l'estuaire.

De plus, il semble y avoir un décalage temporel entre la distribution actuelle des précipitations tout au long de l'année et la période optimale de reproduction pour l'espèce. Autrement dit, les cumuls annuels de 750 mm pouvaient être atteints fin août pendant la période 1951-1959, alors qu'actuellement, cela survient fin octobre. Cette observation corrobore l'hypothèse selon laquelle *Avicennia germinans* pourrait être une espèce relictuelle depuis la dernière période humide des années 50 et identifie les processus expliquant ce phénomène.

Par ailleurs, l'implication mécanique de l'hydrodynamisme couplé à la salinité n'a pas pu être explicitée dans ce travail. Dès lors, il s'agirait également de s'interroger sur les effets de la montée du niveau océanique dans la mangrove du Saloum. En effet, l'entrée de plus gros volumes d'eau de mer pour impliquer un abaissement de la salinité dans cet estuaire inverse pendant l'année. Néanmoins, l'intrusion de l'eau de mer entraîne essentiellement un abaissement des valeurs de salinités maximales dans les lieux concernés (cf. fig. 7.6). Par ailleurs, les volumes d'eaux pourraient entraîner à l'avenir des perturbations hydrodynamiques plus importantes pouvant mettre en mouvement les propagules lors de l'établissement. Par conséquent, il serait pertinent d'analyser l'influence des volumes d'eau sur la force tractrice des marées afin d'évaluer si *Avicennia germinans* a été davantage influencée par l'élévation du niveau de la mer que par les variations de précipitations et de salinité depuis 1950.

Conclusion générale

Ce travail a permis de caractériser la dynamique spatio-temporelle de la mangrove du Delta du Saloum et d'évaluer sa résilience. Un intérêt particulier a été porté aux changements dans l'organisation spatiale du continuum chenal-forêt-tanne. En concordance avec une approche par résilience, plusieurs états de la mangrove ont été définis sous la forme de structures spatiales décelées au sein des surfaces de mangrove au cours du temps. L'évaluation des transitions entre ces états a été réalisée sous le prisme des mécanismes affectant l'écosystème forestier de mangrove et ses interactions avec l'environnement biophysique. Cette thèse n'avait pas pour objectif d'étudier les effets des activités humaines sur cette dynamique de la mangrove dont les études précédentes ont par ailleurs démontré que les facteurs principaux sont biologiques et physiques (Andrieu, 2008, Andrieu et al., 2019). Néanmoins elle mobilise de nombreuses cartes des changements et de nombreuses observations de ces changements sur le terrain et elle confirme que les changements sont très largement explicables par les fluctuations du couple pluie-salinité. Dès lors, ce travail ne s'inscrit pas dans le cadre d'une étude du système socio-écologique en tant que tel, mais plutôt comme un diagnostic des changements d'états d'un écosystème qui peut être contextualisé dans le cadre d'interactions nature-société. Plusieurs raisons expliquent ce choix. Tout d'abord, les besoins et les usages du bois de mangrove au Sénégal ont été décrits dans plusieurs travaux (Cormier-Salem, 1994 ; Andrieu, 2008 ; Fent et al., 2019 ; Gallup et al., 2020) puis observés par nos soins sur le terrain par l'intermédiaire d'enquêtes participantes au début de cette recherche doctorale. Ceux-ci révèlent que le bois mort est privilégié pour les activités de chauffage et le bois vivant pour les activités de construction. Dans tous les cas, l'accessibilité de ces ressources est une variable primordiale dans la compréhension de la sélection des sites de prélèvement. De plus, les activités de coupes de bois ne constituent que très rarement une activité spécialisée, mais s'effectuent, en revanche, en complément d'une autre, comme la pêche (poissons ou coquillages) ou l'agriculture. Dès lors, la pirogue constitue le moyen le plus efficace pour transporter le bois jusqu'aux villages ou sur les sites de fumage de poisson. Par conséquent, le bois se trouvant entre les bordures de chenaux et quelques dizaines de mètres en s'enfonçant dans ces peuplements est privilégié. Les populations de palétuviers, se trouvant à l'interface avec le tanne, sont souvent à une distance euclidienne plus proche des villages, mais demeurent parfois moins accessibles en

Conclusion générale

raison des difficultés à progresser dans les vasières humides. De plus, le transport par les animaux de volumes de bois importants demeure également impossible pour les mêmes raisons. En outre, la préférence de certains morphotypes de tiges en fonction des besoins convergent avec les dires des populations locales sur les espèces privilégiées pour l'exploitation (Gallup et al., 2020). Dès lors, il apparaît dans le Saloum que les individus hauts et longilignes concernent très largement les espèces *Rhizophora racemosa* et *Rhizophora mangle* présents sur les parties les plus basses du gradient d'inondation ; soit en bordure de chenal.

L'essentiel des besoins se concentre donc sur les formations végétales de mangrove hautes de bord de chenal. Par conséquent, dans l'hypothèse où l'exploitation serait une force motrice importante des changements, la mangrove haute de bord de rive en serait principalement affectée dans la dynamique de ses surfaces et dans son taux de recouvrement. Or, ces lieux n'ont pas connu de changements majeurs (**chap. 5**). En d'autres termes ces résultats sont cohérents avec les écrits ayant démontré que les mangroves du Saloum et de la Casamance ont principalement varié en réaction aux fluctuations de la pluviosité et non au gré de fortes puis de faibles pressions sur la ressource ligneuse.

Au sein de la zonation de la mangrove, c'est l'interface avec les tannes qui a connu une fluctuation majeure en termes de conversion des surfaces ces 70 dernières années. En effet, lors de la phase régressive, les disparitions des surfaces de mangrove se sont principalement localisées dans la partie de haute de la zonation. Pendant la dynamique progressive, ces mêmes interfaces ont connu des colonisations (principalement spontanées) de la mangrove (Andrieu et al., 2020). Les individus des espèces végétales de mangrove sont généralement plus petits dans ces zones (Pimple et al., 2022 ; Lombard et al., 2023) et offrent une matière ligneuse plus réduite qui n'est pas de grand intérêt pour les usages des populations qui nécessitent soit des volumes de bois importants (fumage du poisson) soit des perches de grande taille (construction). Ces lieux offrent, en revanche, régulièrement du bois mort de petite taille par l'intermédiaire de jeunes individus ayant subi un stress dû à un excès de salinité. Il est donc courant que les femmes puissent ramasser ce bois mort si de telles formations se trouvent à proximité des villages pour entretenir le stock de bois de chauffe pour les besoins du foyer.

Conclusion générale

Tout ce faisceau d'observations et de données ne concorde pas avec l'hypothèse d'une surexploitation de la mangrove par les populations locales pour expliquer la régression de la mangrove dans les 70 à 90 ; tout comme l'arrêt de cette surexploitation pour expliquer la progression de la mangrove depuis la fin des années 90.

En outre, le **chapitre 5** a mis en évidence que la dynamique des surfaces était fortement influencée à hauteur de 67% par une colonisation de *Rhizophora mangle* contre 27 % pour *Avicennia germinans*. Andrieu et al. (2020) ainsi que Devaney et al (2021) ont mis en évidence l'absence de reproduction d'*Avicennia germinans* qui n'a contribué à la recolonisation des vasières que par des rejets de souches.

Enfin, les observations du chapitre 2 ont permis de confirmer, d'une part, que les processus de colonisation étaient spontanés comme expliqué dans Andrieu et al (2020) et, d'autre part, de mettre en évidence que la dynamique de population d'*Avicennia germinans* correspondait à un profil d'espèce relictuelle. Le peuplement qui ne se régénère que peu risque de diminuer fortement. Une telle diminution du peuplement à l'échelle du Delta est, de fait, un des processus majeurs des fluctuations des surfaces, contrairement à l'exploitation du bois de mangrove par les populations locales. Le second étant la rupture de la flèche de sangomar.

De plus, à la limite mangrove-tanne, *Rhizophora mangle* contribue fortement aux fronts de progressions. À l'échelle régionale, un processus de compétition à l'avantage de *Rhizophora mangle*, dans les lieux où les niches se superposent avec *Avicennia germinans* s'observe par une densification de la mangrove par *Rhizophora mangle* (**chap. 5**). Ce processus semble nettement plus nuancé en Casamance où les fronts de progression de la mangrove ouverte et mixte possèdent un poids plus important dans la dynamique spatiale des surfaces (**chap. 4**) ; sachant que, en Casamance, contrairement au Saloum, les deux espèces participent au processus de progression par ensemencement (Andrieu, 2008). Le **chapitre 4** a donc confirmé, à l'échelle du Sénégal, l'hypothèse d'une absence de régénération par ensemencement d'*Avicennia germinans* depuis plusieurs décennies dans le Saloum, contrairement à la Casamance où les processus de reproduction peuvent s'opérer. Dès lors, cela laisse supposer que la mangrove du Saloum aurait un potentiel d'extension sur les tannes plus restreint en raison de son incapacité à coloniser les parties les plus hautes de l'estran où les taux de salinité dans le sol correspondent davantage à l'amplitude écologique d'*Avicennia germinans*.

Conclusion générale

Par conséquent, compte tenu du poids majeur des variables biophysiques, il semble important de pouvoir évaluer et quantifier la réponse des espèces et des formations végétales face aux fluctuations de l'hydrosystème pour entrevoir, dans de futurs travaux, une gestion durable où les co-bénéfices de la conservation seront mis en perspective avec les capacités de résilience de l'écosystème. Dès lors, pour évaluer les capacités d'adaptation des sociétés, il paraît important d'estimer à quoi elles devront s'adapter dans le système socio-écologique de mangrove.

Néanmoins, appréhender cette question, nécessite de caractériser la plage de métastabilité de l'écosystème face aux perturbations. Les fluctuations climatiques des dernières décennies ont constitué un cadre opportun pour évaluer la réponse de la mangrove face à des changements de régimes climatiques importants. En effet, nous avons privilégié une approche d'identification de changements de régimes au sein des données issues d'images satellitaires, des séries climatiques et des séries de variables environnementales simulées. À l'échelle régionale, la télédétection a permis d'identifier les dynamiques de surfaces de mangrove dans le Delta du Saloum (fig. 8.1).

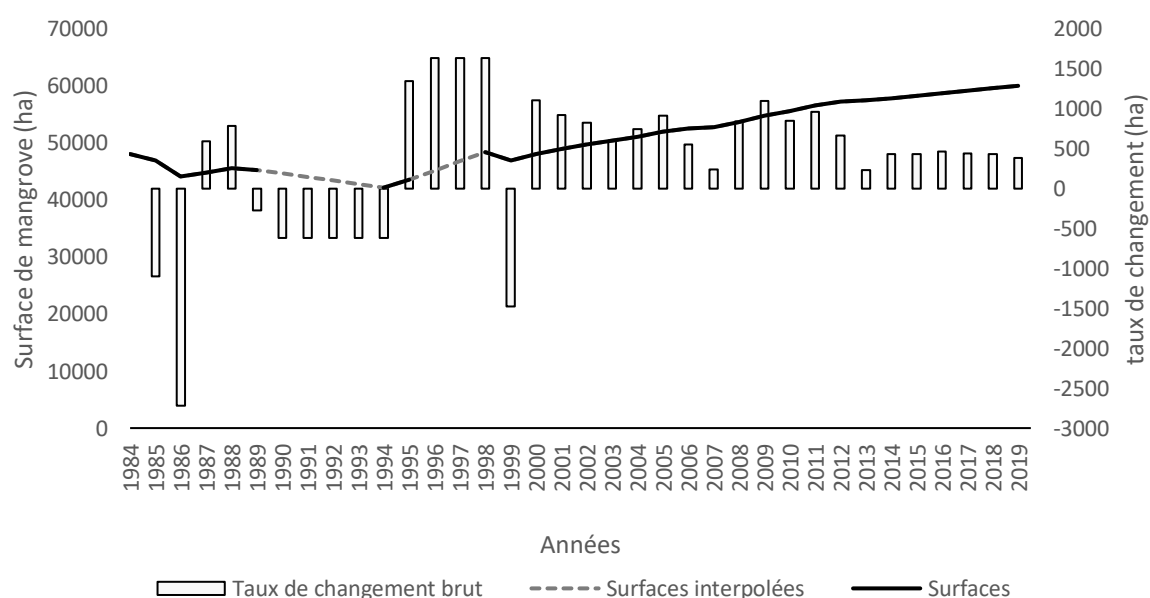


Figure 0.1. Dynamique des surfaces de mangrove du Delta du Saloum entre 1984 et 2019.

L'axe de gauche représente les surfaces en hectares cartographiées par les missions Landsat. L'ensemble des données a été harmonisé par la méthode présentée dans Roy et al., 2016. Il existait des lacunes de 1990 à 1993 inclus ainsi que de 1996 à 1997 inclus. Ces lacunes ont été comblées par interpolation et doivent être interprétées avec prudence. Elles sont affichées en ligne pointillée. L'axe de droite représente le taux de changement annuel brut en hectares.

Conclusion générale

Il apparaît que les surfaces ont connu deux dynamiques distinctes avec un point d'inflexion identifié au cours de l'année 1994. De plus, des rythmes de progression différents ont également pu être identifiés (fig. 8.1). Ces derniers semblent étroitement liés aux variables biophysiques dans la mesure où les plus forts taux de changement succèdent systématiquement à une période de plus faibles salinités et donc d'une pluviométrie légèrement excédentaire sur la période d'étude (fig. 8.2).

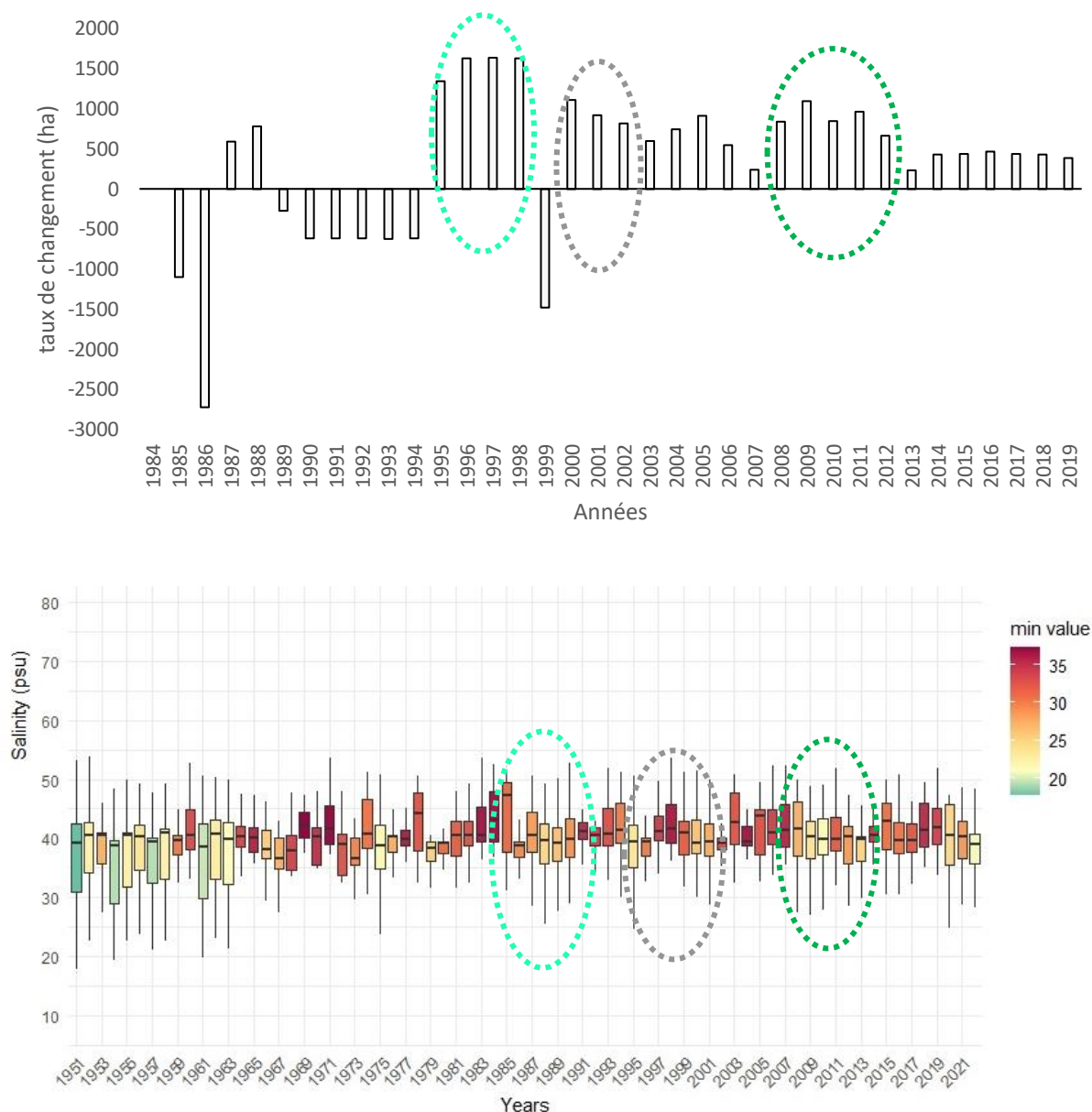


Figure 0.2. Coïncidence des plus faibles salinités avec les taux de changement de surfaces.

Les couleurs servent de repères temporels. Elles sont identiques si elles couvrent des années proches dans le temps.

Conclusion générale

Il est toutefois important de noter que ce travail n'a pas permis d'identifier clairement des valeurs seuils de salinité ou de pluviométrie au-delà desquelles la mortalité des individus entraînait une réduction des surfaces. Les valeurs seuils permettant une reproduction efficace des différentes espèces entraînant des colonisations spontanées n'ont également pas pu être définies de manière robuste. En effet, pour obtenir ces réponses, plusieurs verrous scientifiques doivent être levés et faire l'objet de travaux plus précis. Tout d'abord, il conviendrait d'identifier la variabilité intraspécifique des réponses des espèces à des changements environnementaux qu'ils soient brusques ou graduels. Ensuite, il est fort probable que les espèces végétales de mangrove ne réagissent pas aux changements de manière linéaire (Alongi, 2008 ; McKee, 2011 ; Krauss et al., 2014 ; Rogers, 2021), mais soient plutôt sensibles à des effets de seuils (Devaney et al., 2021) ou à l'occurrence d'évènements extrêmes (Osland et al., 2020) ainsi que leur répétition dans le temps (Harris et al., 2018). Dès lors, l'étude de la variabilité temporelle des variables biophysiques affectant la mangrove à l'échelle régionale ne débouche pas forcément sur une réponse simple réduite à un seuil unique d'une variable (ou à des effets cumulés de seuils de plusieurs variables). Néanmoins, nous avons contribué à comprendre les variables pouvant impacter la mortalité, la reproduction et la colonisation de la mangrove (Krauss et al., 2008). Si nous avons porté notre attention sur les variables hydroclimatiques, il faut néanmoins souligner que la dynamique sédimentaire joue un rôle primordial pour la l'établissement des jeunes semis (Balke et al., 2015). Dès lors, le nord du delta du Saloum pose quelques interrogations sur les forces motrices des colonisations ayant eu lieu depuis la fin des années 90. Les vasières localisées sur les cours d'eaux situés aux abords du fleuve Saloum présentent d'importantes progressions. Celles-ci contribuent de manière prépondérante à l'extension des surfaces observées depuis le milieu des années 90 (**Chap. 5**).

Cette partie du delta a connu deux changements majeurs depuis la période de sécheresse. Comme dans le reste de la région, la pluviométrie plus abondante depuis la fin des années 90 a permis une baisse de la salinité. Cependant, la rupture de la flèche de Sangomar a engendré depuis 1987 l'intrusion d'important volume d'eau de mer. Deux conséquences peuvent être répertoriées. La première concerne une baisse de la salinité des eaux dans cette partie de l'hydrosystème compte tenu du raccourcissement de la distance à l'embouchure de ces zones (fig. 8.3).

Conclusion générale

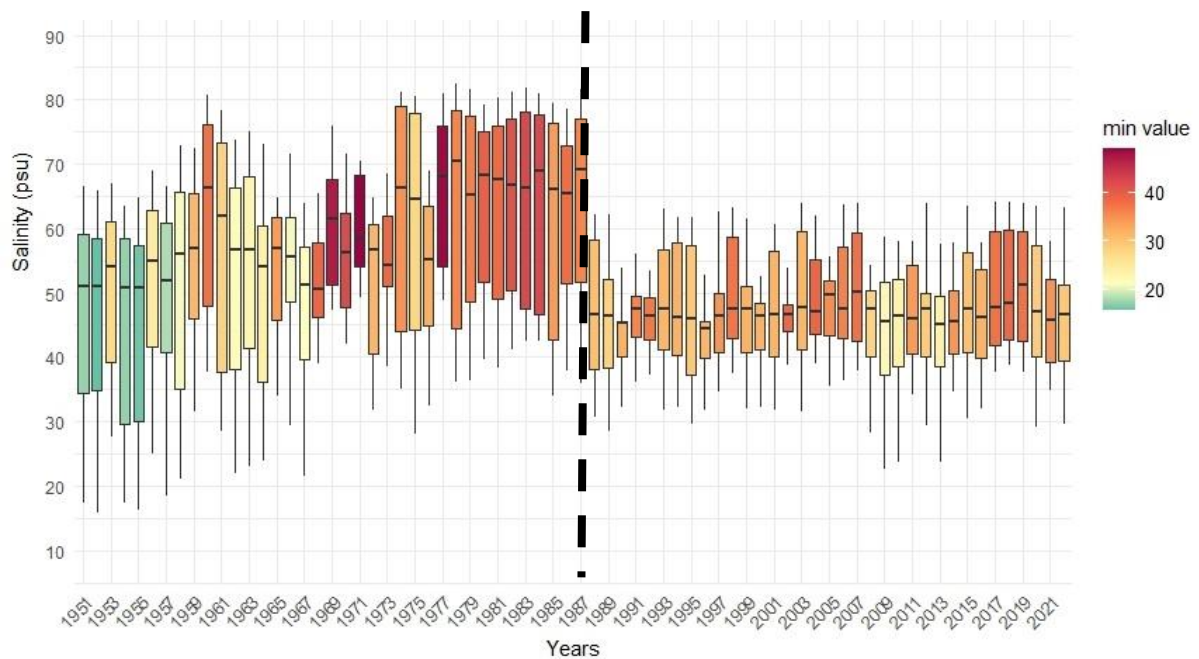


Figure 0.3. Effet de la rupture de la flèche sableuse de Sangomar sur les salinités des eaux.

La ligne pointillée représente l'année de la rupture de la flèche. Ici, la baisse de salinité, mais surtout les variations des concentrations en sel dans l'année sont davantage imputables à un changement de la géomorphologie fluviale du Saloum plutôt qu'à un changement dans la pluviométrie. Néanmoins, les effets de ces deux changements se combinent et peuvent expliquer que les principales extensions de mangrove aient eu lieu au nord du delta.

La deuxième implique le dépôt de sédiments engendrant un processus d'accrétion et la création de bancs de vases permettant l'émergence de zones nouvellement viables pour la mangrove. Par conséquent, si plusieurs zones ont connu une colonisation des surfaces précédemment perdues pendant la période sèche, nous ne pouvons affirmer que l'ensemble de ces progressions soit plus imputable à un changement hydroclimatique qu'à une modification de la géomorphologie fluviale. Dès lors, des facteurs de confusions émergent et ne nous permettent à ce stade d'attribuer une cause de changement à chaque pixel. Néanmoins, la pluviométrie et la salinité restent des facteurs limitants reconnus pour la mortalité ou l'expansion de la mangrove du Saloum (Marius, 1985 ; Devaney et al., 2021). Par conséquent, une amplitude de valeurs pluviométriques semble alors émerger pour favoriser les changements dans l'écosystème de mangrove. À l'échelle régionale, l'écosystème réagit à une gamme pluviométrique comprise entre 550 mm et 950 mm qui semble faire basculer le système vers deux états. La tannification semble s'opérer à partir de cumuls pluviométriques

Conclusion générale

annuels inférieurs à 550 mm tandis que la colonisation de tannes par la mangrove peut s'effectuer à partir de cumuls annuels supérieurs à 650 mm. Au-delà de 950 mm, les trois espèces semblent pouvoir se reproduire et participent à l'extension de la mangrove.

Cependant, les **chapitres 2, 6 et 7** ont mis en évidence que la réponse de la mangrove du Saloum à ces fluctuations climatiques pouvait être plus complexe à l'échelle locale. Par exemple, la zonation cartographiée sur un état référence actuel (**chap. 3**) ne pourrait être qu'un moment précaire du système dans une trajectoire environnementale à plus long terme. En effet, la mise en évidence de l'absence de reproduction d'*Avicennia germinans* actuellement et la présence d'une population mature indique que des conditions différentes ont existées, permettant une structure spatiale des estrans à trois zones avec trois espèces dominantes (*Rhizophora racemosa*, *Rhizophora mangle* et *Avicennia germinans*) régie principalement par les gradients d'inondation et de salinité des sols. Cette structure tend à se modifier en l'absence de régénération par ensemencement d'*Avicennia germinans*. Dans cette optique, le **chapitre 7**, a permis de reconstituer le contexte environnemental où cette espèce peut se reproduire et coloniser les vasières, ce qui génère une extension des surfaces de mangrove sur les parties de l'estran présentant les sols les plus salées. En effet, si *Avicennia germinans* tolère le mieux les fortes salinités des sols (Devaney et al., 2021), cette espèce hydrochore requiert néanmoins des eaux moins salées que l'eau de mer pour que ses propagules puissent s'établir. L'écologie de la propagule n'est pas nécessairement l'écologie de l'arbre adulte. Les expérimentations décrites dans le **chapitre 2** et le **chapitre 6** ont mis en évidence que les propagules peuvent couler à des salinités équivalentes à l'eau de mer, mais sont mises en mouvement par l'hydrodynamisme des marées. La densité de l'eau étant liée à la salinité, nous avons émis l'hypothèse que la contrainte tractrice des marées était atténuée en cas de salinités faibles et ne mettait alors pas les propagules en mouvement sur de longue distance comme observé en Gambie. Cette même faible salinité améliore la croissance de la racine de la propagule comme testé en mésocosme. Cette configuration permettrait donc aux propagules de s'établir non loin des arbres parents et de coloniser les estrans sur les parties amonts. La simulation de la salinité dans le Delta du Saloum de 1950 à nos jours, opérée dans le **chapitre 7**, a permis de corroborer cette hypothèse. En effet, des salinités minimales nettement plus faibles ont pu être recensées des années 1951 à 1959 dans l'intégralité du delta. Cela signifie que la mise ne place de **la population adulte d'*Avicennia germinans* date**

de cette période climatique particulièrement humide (Nicholson et al., 2012). Les salinités minimales recensées n'ont plus connu d'équivalences depuis 1959 jusqu'à ce jour. Il en est de même pour la pluviométrie. Par ailleurs, les salinités inférieures à 25 psu n'ont été que rarement atteintes sur plusieurs jours consécutifs dans le delta depuis 1959. Or, elles semblent être une valeur seuil pour l'établissement des propagules d'*Avicennia germinans*. Dans les rares cas où ces valeurs seuils ont été atteintes, celles-ci l'ont fait beaucoup plus tardivement dans la saison. En effet, il existe depuis le retour de cumul pluviométrique proche de la moyenne centenaire, un déphase phénologique entre les salinités nécessaires à l'établissement des propagules et le moment où ces dernières tombent de manières abondantes.

Dès lors, la dynamique d'*Avicennia germinans*, dans le Saloum, a pu constituer un indicateur précieux pour appréhender d'une part, les limites d'aires de viabilité de la mangrove et, d'autre part, un état de l'environnement qui ne pouvait être perçu par les données issues de la télédétection. Cela souligne l'importance des démarches d'observations naturalistes qui permettent, par synchronie, d'identifier des trajectoires, sur des pas de temps multi-décennaux et des périodes précédant les premières acquisitions d'images satellitaires. Plus largement, l'étude de la dynamique et des traits d'*Avicennia germinans* ont permis d'identifier un état stable alternatif permettant de caractériser une gamme de réponses plus nuancée de la mangrove aux changements. Par conséquent, une pluviométrie atteignant environ 750 mm dans la période de production maximale des propagules en septembre est nécessaire pour l'établissement d'*Avicennia germinans*.

Nous pouvons donc conclure qu'au sein d'une période allant de 1950 à 2022, la mangrove du Saloum a connu des changements majeurs affectant son taux de couverture, mais également la répartition de ses espèces végétales. Sur ce même intervalle de temps, la zone sahélo-soudanienne a connu trois changements de régimes pluviométriques. Ces dernières ont eu des implications sur la salinité des eaux dans le delta et les concentrations en sel dans les sols. Tout d'abord, de 1950 à 1959, une période humide a permis des salinités relativement faibles permettant d'une part à la mangrove de s'étendre loin sur les estrans du Saloum et, surtout, à toutes les espèces (incluant *Avicennia germinans*) de coloniser les espaces correspondant à leurs niches écologiques. Ensuite, une période de sécheresse allant de 1968 à 1998 a conduit à une mortalité accrue des palétuviers entraînant une régression importante des surfaces de

Conclusion générale

mangrove. Enfin, une période allant de 1998 à 2022 (comparable à celle de 1960 à 1967, mais moins humide que la période 1950-1959), a permis à la mangrove de coloniser les vasières par l'intermédiaire de *Rhizophora mangle*. En revanche, *Avicennia germinans* n'y a pas trouvé les conditions permettant de s'établir par ensemencement comme avant 1960. Elle trouve néanmoins les conditions pour se régénérer par rejet de souche. Les parties moyennes de l'estran sont rentrées dans la niche écologique des arbres adultes, sans pour autant y retrouver l'ouverture de la window of Opportunity des propagules.

En conclusion, la mangrove du Delta du Saloum, prise dans son ensemble, a été résiliente aux perturbations induites par la période de sécheresse. En effet, après plusieurs années de faible pluviométrie, il semble qu'un rebond pluviométrique en moyenne d'environ 150 mm ait été suffisant pour que la mangrove puisse se rétablir. Néanmoins, ce rétablissement oriente l'écosystème vers un état où *Avicennia germinans* ne peut se reproduire au milieu de l'estran. D'après nos analyses, la période actuelle serait déficitaire en moyenne de 270 mm par an comparativement à la période des années 1951-1959 qui avait offert ponctuellement à cette espèce les fenêtres d'opportunités nécessaires pour se reproduire et participer à l'extension et aux renouvellements des surfaces de mangrove.

En d'autres termes l'état de la mangrove à la fin des années 1950, souvent pris comme état de référence pour étudier les changements ayant eu lieu depuis, était bien un état exceptionnel avec une mangrove particulièrement étendue et un peuplement d'*Avicennia germinans* particulièrement abondant. Cet état n'est donc pas un état de référence pertinent pour l'étude des dynamiques environnementales car il constitue un extrême atteint de manière ponctuelle à la fin d'une période anormalement humide du climat ouest-Africain.

Cette thèse a caractérisé la résilience par l'intermédiaire du concept de résilience écologique de Holling (1973) et par les métriques (latitude, précarité, résistance) présentées par Walker et al (2004). Dès lors, nous pouvons appréhender la trajectoire de la mangrove des années 50 à nos jours et sa capacité de résilience aux changements par la figure synthétique (fig. 8.4). Sur le modèle schématique des montagnes russes nous avons identifié trois états et quantifié leur latitude (L), leur résistance (R) ainsi que caractérisé leur précarité (Pr).

Conclusion générale

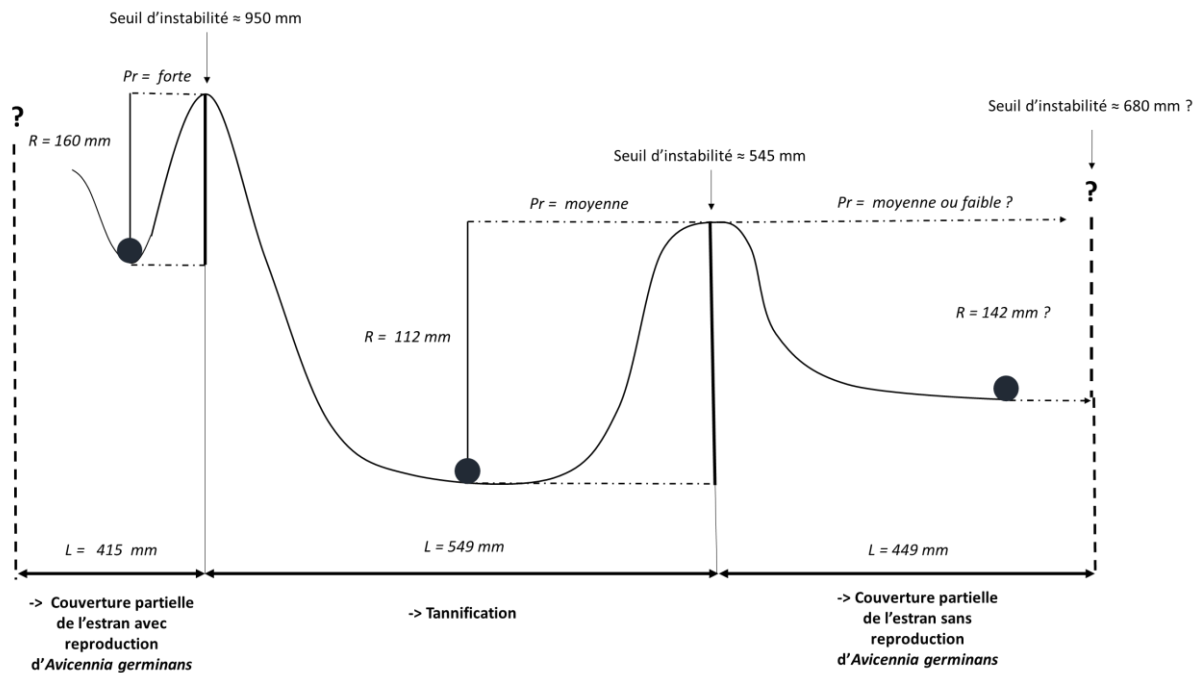


Figure 0.4. Modèle des montagnes russes synthétisant la métastabilité de la mangrove du Saloum.

L a été caractérisée comme l'amplitude pluviométrique de la période permettant de maintenir l'état dans une relative stabilité. R symbolise les variations pluviométriques autour du seuil d'instabilité que le système peut supporter avant de changer d'état. Pr a été caractérisée comme le niveau d'instabilité de l'état de l'écosystème. Cette instabilité a été appréhendée par la probabilité que le système soit une « anomalie » dans sa trajectoire face aux changements environnementaux à long terme.

Les interrogations aux extrémités du graphique symbolisent les incertitudes qui n'ont pu être explorées par dans cette thèse liées à l'absence de données au-delà ces bornes temporelles.

Ainsi, la mangrove du Saloum évolue au sein d'une plage de métastabilité hydroclimatique, autour d'une valeur seuil de 600 mm de précipitations cumulées annuelles. Ce cumul induit des transitions d'états selon qu'il soit atteint en août-septembre (**chap. 7**), en fin d'année ou non atteint. En effet, la répartition des pluies possède une influence à l'échelle des individus et des peuplements et peut impacter leur capacité à se reproduire. Ces processus, à l'échelle locale, ont fait émerger des structures de zonations différentes au cours du temps. La stabilité de ces structures est fonction de la précarité de l'état du système ; tandis que la précarité est intimement liée à la latitude et la résistance du système. Par conséquent, ces différentes métriques et valeurs associées peuvent servir de guide à une gestion adaptative du système socio-écologique de mangrove. Il pourrait s'agir, à présent, d'identifier les structures et les états qui optimisent la contribution de la nature aux populations. Les mesures de

Conclusion générale

conservation pourraient alors être plus ou moins strictes dans le temps au regard de cette variable. Elles pourraient également orienter les politiques de reboisement vers des stratégies qui maximisent la diversité en espèces sur les estrans et favoriser l'adaptation du socio-écosystème aux changements globaux.

Bibliographie

Achanta, R., & Süsstrunk, S. (2017). Superpixels and polygons using simple non-iterative clustering. In 2017 IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR) (pp. 4895-4904).

Ackermann G., Alexandre F., Andrieu J., Mering C. et Ollivier C., 2007. Dynamique des paysages et perspectives de développement durable sur la Petite Côte et dans le delta du Sine – Saloum (Sénégal) VertigO, Volume 7 N°2.

Adame, M. F., Reef, R., Santini, N. S., Najera, E., Turschwell, M. P., Hayes, M. A., ... & Lovelock, C. E. (2021). Mangroves in arid regions: Ecology, threats, and opportunities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 248, 106796.

Adger, W.N. (2000) Social and Ecological Resilience: Are They Related? *Progress in Human Geography*, 24, 347-364.

Alain Génin et Frédéric Alexandre (2011). Géographie de la végétation terrestre. Modèles hérités, perspectives, concepts et méthodes, Paris, Armand Colin, 302 p.

Alexandre, F. & Mering, C. (2018). Changements socio-environnementaux et dynamiques rurales en Afrique de l'Ouest. *L'Espace géographique*, 47, 193-200.

Ali, A., & Lebel, T. (2009). The Sahelian standardized rainfall index revisited. *International Journal of*

Alleman, L. K., & Hester, M. W. (2011). Reproductive ecology of black mangrove (*Avicennia germinans*) along the Louisiana coast: propagule production cycles, dispersal limitations, and establishment elevations. *Estuaries and Coasts*, 34, 1068-1077. DOI: 10.1007/s12237-011-9404-8.

Allen TFH, Starr TB (1982) Hierarchy: perspectives for ecological complexity. University of Chicago Press, Chicago

Allen, C.R., Angeler, D.G., Garmestani, A.S., Gunderson, L.H. & Holling, C.S. (2014) Panarchy: theory and application. *Ecosystems*, 17, 578–589.

Alongi, D. M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental conservation*, 29(3), 331-349.

Alongi DM (2008) Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 1–13.*

Alongi, D. (2009). The energetics of mangrove forests. Springer Science & Business Media.

Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual review of marine science*, 6, 195-219.

Alonso, A., Muñoz-Carpena, R., Kennedy, R. E., & Murcia, C. (2016). Wetland landscape spatio-temporal degradation dynamics using the new Google earth engine cloud-based platform: opportunities for non-specialists in remote sensing. *Trans. ASABE*, 59(5), 1331-1342.

- Amarasinghe, M.D., Balasubramaniam, S. (1992) Structural properties of two types of mangrove stands on the Northwestern Coast of Sri Lanka. *Hydrobiologia*, 247, pp. 17-27.
- Andersen, T., Carstensen, J., Hernandez-Garcia, E., & Duarte, C. M. (2009). Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(1), 49-57.
- Andrieu, J. and Mering, C. (2008) Cartographie par télédétection des changements de la couverture végétale sur la bande littorale ouest-africaine: Exemple des rivières du sud du delta du Saloum (Sénégal) au Rio Geba (Guinée-Bissau). *Télédétection*, 8, 93-118.
- Andrieu, J., 2008. Dynamique des paysages dans les régions septentrionales des Rivières-du-Sud (Sénégal, Gambie, Guinée-Bissau). Geography PHD. Univeristé Paris Diderot Paris 7, pp. 534.
- Andrieu, J. (2018). Land Cover Changes on the West-African Coastline from the Saloum Delta (Senegal) to Rio Geba (Guinea-Bissau) between 1979 and 2015. *Eur. J. Remote Sens.*, 51(1), 314-325.
- Andrieu, J. (2020). Rice and trees: Agrarian and landscape dynamics over 40 years on the Coast of Southern Senegal and The Gambia. *Dynamiques Environnementales J. Int. Géosci. L'environn.*, 46, 2-23.
- Andrieu, J.; Cormier-Salem, M.C.; Descroix, L.; Diéye, E.H.B.; Ndour, N.; Sané, T. (2019). Correctly assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986–2010 An answer to Carney et al., 2014 paper “Assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986–2010”. *Remote Sens. App. Soc. Environ.*, 13, 337–347.
- Andrieu, J., Lombard, F., Fall, A., Thior, M., Ba, B. D., Barnabé, E. A., & Dieme, D. (2020). Botanical field-study and remote sensing to describe mangrove resilience in the Saloum Delta (Senegal) after 30 years of degradation narrative. *For. Ecol. Manag.*, 461, Article 117963.
- Arumugam, M., Niyomugabo, R., Dahdouh-Guebas, F., & Hugé, J. (2021). The perceptions of stakeholders on current management of Mangroves in the Sine-Saloum Delta, Senegal. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 248, Article 107160.
- Aubréville, A. (1950). Climats, Forêts et Désertification de l’Afrique Tropicale. *Revue de Géographie de Lyon*, 25(1), 41–60.
- Bâ, M., Chaboud, C., Barousseau, J.-P., Cormier-Salem, M.-C., Montoroi, J.-P., Rüe, O., Sow, M., Champaud, J. (1999). La transformation du milieu: facteurs et acteurs. I. R. D., Paris, pp. 269-317.
- Balke, T., Bouma, T., Horstman, E., Webb, E., Erftemeijer, P., Herman, P. (2011). Windows of opportunity: thresholds to mangrove seedling establishment on tidal flats. *Marine Ecology Progress Series*, 440, 1-9. DOI: 10.3354/meps09364.
- Balke, T., Webb, E. L., van den Elzen, E., Galli, D., Herman, P. M., & Bouma, T. J. (2013). Seedling establishment in a dynamic sedimentary environment: a conceptual framework using mangroves. *Journal of Applied Ecology*, 50(3), 740-747.
- Balke, T., Herman, P. M. J., & Bouma, T. J. (2014). Critical transitions in disturbance-driven ecosystems: identifying Windows of Opportunity for recovery. *Journal of Ecology*, 102, 700– 708.

- Balke, T., Swales, A., Lovelock, C.E., Herman, P.M.J., Bouma, T.J. (2015). Limits to seaward expansion of mangroves: translating physical disturbance mechanisms into seedling survival gradients. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 467, 16-25. DOI: 10.1016/j.jembe.2015.02.015.
- Balla Diéye, E. L., Diaw, A. T., Sané, T., & Ndour, N. (2013). Dynamique de la mangrove de l'estuaire du Saloum (Sénégal) entre 1972 et 2010. *Cybergeo: European Journal of Geography*.
- Balla Diéye, E. L., Sané, T., Solly, B., Demba Ba, B., Ndour, N., Sy, O., Thior, M., Mendy, V., Tall, E.H.S.B., Mering, C., & Diaw, A.T. (2022). Dynamique de la mangrove et perceptions locales dans le Département d'Oussouye (Basse-Casamance, Sénégal) entre 1972 et 2018. *Tropicultura*, Volume 40, numéro 1.
- Ballouche A. (2002). Histoire des paysages végétaux et mémoire des sociétés dans les savanes ouest-africaines. In : Bart F. (coord.), Bonvallet Jacques (coord.), Pourtier R. (coord.). *Regards sur l'Afrique. Historiens et Géographes*, (379), p. 239-248. *Regards sur l'Afrique : La Renaissance de la Géographie à l'Aube du Troisième Millénaire : Conférence Régionale de l'UGI, Durban (Afrique du Sud), 2002/08*.
- Ballouche, A. & Nuscia Taïbi, A. (2013). Le « dessèchement » de l'Afrique sahélienne : un leitmotiv du discours d'expert revisité. *Autrepart*, 65, 47-66.
- Ballouche, Aziz. « Chapitre 7 / Forêts versus savanes. L'héritage d'un forestier colonial en écologie et géographie tropicale de l'Afrique de l'Ouest », Denis Chartier éd., *Manifeste pour une géographie environnementale. Géographie, écologie, politique*. Presses de Sciences Po, 2016, pp. 185-204.
- Barbier, E. B. (2016). The protective service of mangrove ecosystems: A review of valuation methods. *Marine pollution bulletin*, 109(2), 676-681.
- 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.
- Barnieh, A., Beatrice, L. J., Menenti, M., Zhou, J., & Zeng, Y. (2020). Mapping land use land cover transitions at different spatiotemporal scales in West Africa. *Sustainability*, 12(20).
- Barusseau, J. P., Diop, E. H. S., & Saos, J. L. (1985). Evidence of dynamics reversal in tropical estuaries, geomorphological and sedimentological consequences (Saloum and Casamance Rivers, Senegal). *Sedimentology*, 32(4), 543-552.
- Bassene, O. (2016). L'évolution des mangroves de la Basse Casamance au Sud du Sénégal au cours des 60 dernières années : surexploitation des ressources, pression urbaine, et tentatives de mise en place d'une gestion durable.
- Bassene, O., Cubizolle, H., Cormier-Salem, M.C., & Sy, B.A. (2013). L'impact des changements démographiques et socio-économiques sur la perception et la gestion de la mangrove en Basse Casamance (Sénégal). *Géocarrefour*, 88, 299-315.
- Beisner, B. E., Haydon, D. T., & Cuddington, K. (2003). Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(7), 376-382.
- Belgiu, M., & Drăguț, L. (2016). Random forest in remote sensing: a review of applications and future directions. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 114, 24-31.

- Benjaminsen, T. A., & Hiernaux, P. (2019). From Desiccation to Global Climate Change: A History of the Desertification Narrative in the West African Sahel, 1900–2018. *Global Environment*, 12(1), 206–236.
- Bestelmeyer, B. T., A. M. Ellison, W. R. Fraser, K. B. Gorman, S. J. Holbrook, C. M. Laney, M. D. Ohman, D. P. C. Peters, F. C. Pillsbury, A. Rassweiler, R. J. Schmitt, and S. Sharma. (2011). Analysis of abrupt transitions in ecological systems. *Ecosphere* 2(12):129. doi:10.1890/ES11-00216.1
- Biasutti, M. (2019). Rainfall trends in the African Sahel: Characteristics, processes, and causes. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 10(4), e591.
- Bivand, R., Altman, M., Anselin, L., Assunção, R., Berke, O., Bernat, A., & Blanchet, G. (2015). Package 'Spdep.'
- Blaschke, T. (2010). Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 65(1), 2-16.
- Blaschke, T., Lang, S., & Hay, G. (2008). *Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*. Springer Science & Business Media.
- Brandt, M., Hiernaux, P., Rasmussen, K., Tucker, C. J., Wigneron, J. P., Diouf, A. A., ... & Fensholt, R. (2019). Changes in rainfall distribution promote woody foliage production in the Sahel. *Communications biology*, 2(1), 133.
- Brandt, M., Mbow, C., Diouf, A.A., Verger, A., Samimi, C., & Fensholt, R. (2015). Ground-and satellite-based evidence of the biophysical mechanisms behind the greening Sahel. *Global Change Biology*, 21(4), 1610-1620.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Mach. Learn.*, 45(1), 5-32.
- Bryan-Brown, D.N., Connolly, R.M., & Richards, D.R. (2020). Global trends in mangrove forest fragmentation. *Scientific Reports*, 10, 7117.
- Bullock, E. L., Fagherazzi, S., Nardin, W., Vo-Luong, P., Nguyen, P., & Woodcock, C. E. (2017). Temporal patterns in species zonation in a mangrove forest in the Mekong Delta, Vietnam, using a time series of Landsat imagery. *Cont. Shelf Res.*, 147, 144-154.
- Bullock, E. L., Woodcock, C. E., & Olofsson, P. (2020). Monitoring tropical forest degradation using spectral unmixing and Landsat time series analysis. *Remote Sens. Environ.*, 238, Article 110968.
- Bunting, P., Rosenqvist, A., Hilarides, L., Lucas, R. M., Thomas, N., Tadono, T., ... & Rebelo, L. M. (2022). Global mangrove extent change 1996–2020: Global mangrove watch version 3.0. *Remote Sensing*, 14(15), 3657.
- Cabral, A. I. R., & Costa, F. L. (2017). Land cover changes and landscape pattern dynamics in Senegal and Guinea Bissau borderland. *Appl. Geogr.*, 82, 115-128.
- Camara, A., Hardy, K., Dioh, E., Gueye, M., Piqué, R., Carré, M., Sall, M., & Diouf, M. W. (2017). Amas et Sites Coquilliers Du Delta Du Saloum (Sénégal) : Passé et Présent. *Patrimoine et Changements Climatiques Depuis Un Million d'années - Troisièmes Journées Francophones*, 121(1), 204–214.

- Cao, H. B., Z. C. Zhu, T. Balke, L. Q. Zhang, and T. J. Bouma. (2018) Effects of sediment disturbance regimes on *Spartina* seedling establishment: implications for salt marsh creation and restoration. *Limnology and Oceanography* 63: 647–659.
- Capdevila, P., Stott, I., Oliveras Menor, I., Stouffer, D. B., Raimundo, R. L., White, H., ... & Salguero-Gómez, R. (2021). Reconciling resilience across ecological systems, species and subdisciplines. *Journal of Ecology*, 109(9), 3102-3113.
- Cárdenas, N. Y., Joyce, K. E., & Maier, S. W. (2017). Monitoring mangrove forests: are we taking full advantage of technology? *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, 63, 1-14.
- Cardona-Olarte, P., Twilley, R. R., Krauss, K. W., & Rivera-Monroy, V. (2006). Responses of Neotropical Mangrove Seedlings Grown in Monoculture and Mixed Culture under Treatments of Hydroperiod and Salinity. *Hydrobiologia*, 569(1), 325–341.
- Carney, J., Gillespie, T. W., & Rosomoff, R. (2014). Assessing forest change in a priority West African mangrove ecosystem: 1986–2010. *Geoforum*, 53, 126-135.
- Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J. M., & Abel, N. (2001). From metaphor to measurement: resilience of what to what?. *Ecosystems*, 4, 765-781.
- Carré, M., Quichaud, L., Camara, A., Azzoug, M., Cheddadi, R., Ochoa, D., Cardich, J., et al. (2022). Climate Change, Migrations, and the Peopling of Sine-Saloum Mangroves (Senegal) in the Past 6000 Years. *Quaternary Science Reviews*, 293, 107688.
- Castañeda I.S., Mulitza S., Schefuß, E., Lopes dos Santos R.A., Damsté J.S.S, Schouten S. 2009. Wet phases in the Sahara/Sahel region and human migration patterns in North Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences* Dec 2009, 106 (48) 20159-20163; ; DOI: 10.1073/pnas.0905771106
- Castillo, J. A. A., Apan, A. A., Maraseni, T. N., & Salmo, S. G. (2017). Estimation and Mapping of Above-Ground Biomass of Mangrove Forests and Their Replacement Land Uses in the Philippines Using Sentinel Imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 134, 70–85.
- Cavanaugh, K. C., Osland, M. J., Bardou, R., Hinojosa-Arango, G., López-Vivas, J. M., Parker, J. D., & Rovai, A. S. (2018). Sensitivity of mangrove range limits to climate variability. *Global Ecology and Biogeography*, 27(8), 925-935.
- Cavanaugh, K.C., Dangremond, E.M., Doughty, C.L., Williams, A.P., Parker, J.D., Hayes, M.A., Rodriguez, W., Feller, I.C. (2019). Climate-driven regime shifts in a mangrove–salt marsh ecotone over the past 250 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116, 21602-21608.
- Cavanaugh, K.C., Kellner, J.R., Forde, A.J., Gruner, D.S., Parker, J.D., Feller, I.C. (2015). Poleward expansion of mangroves is a threshold response to decreased frequency of extreme cold events. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111, 723-727. DOI: 10.1073/pnas.1315800111
- Cazalet, B., Féral, F., & Weigel, J. (2007), *Les aires marines protégées d’Afrique de l’Ouest: Gouvernance et politiques publiques*. Presses universitaires de Perpignan.

- Celis-Hernandez, O., Villoslada-Peciña, M., Ward, R. D., Bergamo, T. F., Perez-Ceballos, R., & Girón-García, M. P. (2022). Impacts of environmental pollution on mangrove phenology: combining remotely sensed data and generalized additive models. *Sci. Total Environ.*, 810, Article 152309.
- Chapin III, F. S., Kofinas, G. P., & Folke, C. (Eds.). (2009). *Principles of ecosystem stewardship: resilience-based natural resource management in a changing world*. Springer Science & Business Media.
- Chen, B., Xiao, X., Li, X., Pan, L., Doughty, R., Ma, J., ... & Zhixiang, W. (2017). A mangrove forest map of China in 2015: analysis of time series Landsat 7/8 and sentinel-1A imagery in Google earth engine cloud computing platform. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 131, 104-120.
- Chen, N. (2020a). Mapping mangrove in Dongzhaigang, China using Sentinel-2 imagery. *J. Appl. Remote. Sens.*, 14(1), Article 014508.
- Chen, N. (2020b). Mapping Mangrove in Dongzhaigang, China Using Sentinel-2 imagery. *J. Appl. Remote. Sens.*, 14(1), Article 014508.
- Chen, R., & Twilley, R. R. (1998). A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *Journal of ecology*, 86(1), 37-51.
- Clements, F.E. (1916). *Plant succession an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington, Washington.
- Clements, F. E. (1936). Nature and structure of the climax. *Journal of ecology*, 24(1), 252-284.
- Clerici, N., Calderón, C. A. V., & Posada, J. M. (2017). Fusion of sentinel-1a and sentinel-2A data for land cover mapping: A case study in the lower Magdalena region, Colombia. *Journal of Maps*, 13, 718-726.
- Clinton, N. (2016). *Time Series Analysis in Earth Engine*.
- Conchedda, G., Lambin, E. F., Mayaux P., 2011 Between land and sea: livelihoods and environmental changes in mangrove ecosystems of Senegal *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 101 (6), 1259–1284 <https://doi.org/10.1080/00045608.2011.579534>.
- Conchedda, G., Durieux, L., & Mayaux, P. (2008). An object-based method for mapping and change analysis in mangrove ecosystems. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63(5), 578-589.
- Cormier-Salem, M. C. (1999). *Rivières du Sud. Sociétés et mangroves ouest-africaines*, 1, 2.
- Cormier-Salem, M. C., & Panfili, J. (2016). Mangrove reforestation: greening or grabbing coastal zones and deltas? Case studies in Senegal. *Afr. J. Aquat. Sci.*, 41(1), 89-98.
- Cormier-Salem, M.C. (1991). *Dynamique et Usages de la Mangrove Dans les Pays des Rivières du Sud, du Sénégal à la Sierra Leone*. IRD Éditions: Marseille, France.
- Cormier-Salem, M.C. (2017). Mangrove Grabbing: An Exploration of Changes in Mangrove Tenure from a Political Ecology Perspective. In *The Sea within: Maritime Tenure and Cosmopolitical Debates*; Artaud, H., Surallés, A., Eds.; IWGIA: Copenhagen, Denmark, pp. 143–162.

- Couvreux, F., Guichard, F., Bock, O., Campistron, B., Lafore, JP., & Redelsperger, JL. (2010) « Variabilité synoptique du flux de mousson sur l'Afrique de l'Ouest avant son apparition », *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 136(1), 159–173.
- Cox, D. R. (1983). Some Remarks on Overdispersion. *Biometrika*, 70(1), 269–274.
- Cragg, J. G. (1971). Some Statistical Models for Limited Dependent Variables with Application to the Demand for Durable Goods. *Econometrica*, 39(5), 829–844.
- Cronon, W. (1996). The Trouble with Wilderness: A Response. *Environmental History*, 1(1), 47–55.
- Dahdouh-Guebas F., Koedam N., 2001. Are the northernmost mangroves of West Africa viable? – a case study in Banc d'Arguin National Park, Mauritania *Hydrobiologia* 458: 241–253, 2001
- Dahdouh-Guebas, F., Collin, S., Seen, D.L., Rönnbäck, P., Depommier, D., Ravishankar, T., & Koedam, N. (2006). Analysing ethnobotanical and fishery-related importance of mangroves of East-Godavari Delta (Andhra Pradesh, India) for conservation and management purposes. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 2, 24.
- Dahdouh-Guebas, F., Hugé, J., Abuchahla, G. M. O., Cannicci, S., Jayatissa, L. P., Kairo, J. G., Kodikara Arachchilage, S., et al. (2021). Reconciling Nature, People and Policy in the Mangrove Social-Ecological System through the Adaptive Cycle Heuristic. *Mangroves and People: Impacts and Interactions*, 248(January), 106942.
- Dahdouh-Guebas, F., Jayatissa, L. P., Di Nitto, D., Bosire, J. O., Lo Seen, D., & Koedam, N. (2005). How Effective Were Mangroves as a Defence against the Recent Tsunami? *Current Biology*, 15(12), R443–R447.
- Dakos, V., & Kéfi, S. (2022). Ecological resilience: What to measure and how. *Environmental Research Letters*, 17(4), 043003.
- Dardel, C., Kergoat, L., Hiernaux, P., Mougin, E., Grippa, M., & Tucker, C.J. (2014). Re-greening Sahel: 30 years of remote sensing data and field observations (Mali, Niger). *International Journal of Climatology*, 29(12), 1705-1714.
- Datta, D.; Roy, A.K.; Kundu, A.; Dutta, D.; Neogy, S. (2021). An alternative approach to delineate wetland influence zone of a tropical intertidal mudflat using geo-information technology. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 253, 107308.
- Dauphiné, A., & Provitolo, D. (2007). La résilience: un concept pour la gestion des risques. In *Annales de géographie* (Vol. 654, No. 2, pp. 115-125). Armand Colin.
- Davis DK (2007) *Resurrecting the Granary of Rome: Environmental History and French Colonial Expansion in North Africa*, Athens: Ohio University Press.
- De Jong, S. M., Shen, Y., de Vries, J., Bijnaar, G., van Maanen, B., Augustinus, P., & Verweij, P. (2021). Mapping mangrove dynamics and colonization patterns at the Suriname coast using historic satellite data and the LandTrendr algorithm. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, 97, Article 102293.
- De Santiago, F. F., Kovacs, J. M., & Lafrance, P. (2013). An object-oriented classification method for mapping mangroves in Guinea, West Africa, using multipolarized ALOS PALSAR L-band data. *Int. J. Remote Sens.*, 34(2), 563-586.

- Delgado, P., Hensel, P. F., Jiménez, J. A., & Day, J. W. (2001). The importance of propagule establishment and physical factors in mangrove distributional patterns in a Costa Rican estuary. *Aquatic Botany*, 71(3), 157-178.
- Descroix L., Sané Y., Thior M., Manga S.-P., Ba B. D., Mingou J., et al., (2020). Inverse Estuaries in West Africa: Evidence of the Rainfall Recovery? *Water*, 12 (3), 647. DOI: 10.3390/w12030647
- Descroix, L. (2018). Processus et enjeux d'eau en Afrique de l'Ouest soudano-sahélienne. EAC.
- Descroix, L., Niang, A. D., Panthou, G., Bodian, A., Sane, Y., Dacosta, H., ... & Quantin, G. (2015). Évolution Récente de La Pluviométrie En Afrique de l'ouest à Travers Deux Régions : La Sénégalie et Le Bassin Du Niger Moyen. *Climatologie*, 12, 25-43.
- Descroix, L.; Diongue Niang, A.; Panthou, G.; Bodian, A.; Sané, T.; Dacosta, H.; Malam Abdou, M.; Vandervaere, J.-P.; Quantin, G., 2015. Évolution récente de la mousson en Afrique de l'Ouest à travers deux fenêtres (Sénégalie et Bassin du Niger Moyen). *Climatologie* 12, 25–43.
- Devaney, J. L., Marone, D., & McElwain, J. C. (2021). Impact of Soil Salinity on Mangrove Restoration in a Semiarid Region: A Case Study from the Saloum Delta, Senegal. *Restoration Ecology*, 29(2), e13186.
- Devaney, J.L., Pullen, J., Feller, I.C., Parker, J.D., (2021). Low humidity and hypersalinity reduce cold tolerance in mangroves. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 248, 107015. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107015>
- Diaw A.T., Diop N., Thomas Y.F., 1990, « Rupture of the spit of Sangomar. Estuary of the Saalum, Senegal », AIAA, Series Progress in Astronautics and Aeronautics, Washington, 170-180.
- Diaw, O. (2006). The national forest programme in Senegal: developing decentralized planning and management capacities. *FAO. Unasylva*, 225(57), 50-55.
- Díaz-Uriarte, R., Alvarez, S., & de Andrés. (2006). Gene selection and classification of microarray data using random forest. *BMC Bioinformatics*, 7(1), 1-13.
- Diédhiou, I., Mering, C., Sy, O., & Sané, T. (2020). Cartographier par télédétection l'occupation du sol et ses changements. *EchoGéo*, 54.
- Diop E.S., (1986), « Estuaires holocènes tropicaux. Etude de géographie physique comparée des 'Rivières du Sud' du Saloum à la Méllacorée », Doctorat d'Etat, Strasbourg, Université Louis Pasteur, 498 p.
- Diop, E.S. (1990). La côte Ouest-Africaine: du Saloum (Senegal) à la Mellacoree (Rep de Guinee). Éditions de l'ORSTOM.
- Diop, E.S., Soumare, A., Diallo, N., & Guisse, A. (1997). Recent changes of the mangroves of the Saloum River estuary, Senegal. *Mangrove Salt Marshes*, 1(3), 163-172.
- Diouf, A. C., 2019. Dynamiques des ressources naturelles et adaptations des sociétés dans la réserve de biosphère du Delta du Saloum au Sénégal. PhD (Geography) Université Gaston Bergé. 09/02/2019.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarsa, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience*, 4(5), 293-297.

- Donnelly, M. & Walters, L. (2014) Trapping of *Rhizophora mangle* propagules by coexisting early successional species. *Estuaries and Coasts*, 37, 1562–1571.
- Drăguț, L., Csillik, O., Eisank, C., & Tiede, D. (2014). Automated parameterisation for multi-scale image segmentation on multiple layers. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 88, 119-127.
- Drăguț, L., Tiede, D., & Levick, S.R. (2010). ESP: a tool to estimate scale parameter for multiresolution image segmentation of remotely sensed data. *International Journal of Geographical Information Science*, 24(6), 859-871.
- Dronova, I. (2015). Object-based image analysis in wetland research: a review. *Remote Sensing*, 7(5), 6380-6413.
- Duke, N. C. (1992). Mangrove floristics and biogeography. *Tropical mangrove ecosystems*, 41, 63-100.
- Duke, N. C., Meynecke, J. O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., ... & Dahdouh-Guebas, F. (2007). A world without mangroves?. *Science*, 317(5834), 41-42.
- Edwards, P. (2015). Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends. *Aquaculture*, 447, 2–14.
- Elhaï, H. (1968). *Biogéographie*, Coll. U. A. Colin.
- Elith, J., & Franklin, J. (2013). Species distribution modeling. In *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition* (pp. 692-705). Elsevier Inc.
- Elith, J., Leathwick, J. R., & Hastie, T. (2008). A Working Guide to Boosted Regression Trees. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), 802–813.
- Ellison, A. M., & Farnsworth, E. J. (1993). Seedling survivorship, growth, and response to disturbance in Belizean mangal. *American Journal of Botany*, 80(10), 1137-1145.
- Ellison, A. M., Mukherjee, B. B., & Karim, A. (2000). Testing patterns of zonation in mangroves: scale dependence and environmental correlates in the Sundarbans of Bangladesh. *Journal of Ecology*, 88(5), 813-824.
- Espindola, G.M., Camara, G., Reis, I.A., Bins, L.S., & Monteiro, A.M. (2006). Parameter selection for region-growing image segmentation algorithms using spatial autocorrelation. *International Journal of Remote Sensing*, 27(14), 3035-3040.
- Fairhead, J. and Leach, M. (1996) *Enriching the Landscape: Social History and the Management of Transition Ecology in the Forest-Sanana Mosaic of the Republic of Guinea*. *Africa*, 66, 14-36.
- FAO. (2007). *The World's Mangroves 1980–2005*. Étude FAO: Rome, Italy.
- FAO. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020: Main Report*; FAO: Rome, Italy.
- Fensholt, R., Langanke, T., Rasmussen, K., Reenberg, A., Prince, S.D., Tucker, C., & Eastman, R. (2011). Greenness in semi-arid areas across the globe 1981–2007—an Earth observing Satellite based analysis of trends and drivers. *Remote Sensing of Environment*, 115(2), 438-451.
- Fensholt, R., Rasmussen, K., Kaspersen, P., Huber, S., Horion, S., & Swinnen, E. (2013). Assessing land degradation/recovery in the African Sahel from long-term earth observation based primary productivity and precipitation relationships. *Remote Sensing*, 5(2), 664-686.

- Fent, A., Bardou, R., Carney, J., & Cavanaugh, K. (2019). Transborder political ecology of mangroves in Senegal and the Gambia. *Global Environmental Change*, 54, 214-226.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., & Holling, C. S. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 557-581.
- Friess, D. A., & Webb, E. L. (2011). Bad data equals bad policy: how to trust estimates of ecosystem loss when there is so much uncertainty?. *Environmental Conservation*, 38(1), 1-5.
- Friess, D. A., & Webb, E. L. (2014). Variability in mangrove change estimates and implications for the assessment of ecosystem service provision. *Global ecology and biogeography*, 23(7), 715-725.
- Friess, D. A., Rogers, K., Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Hamilton, S. E., Lee, S. Y., ... & Shi, S. (2019). The state of the world's mangrove forests: past, present, and future. *Annual Review of Environment and Resources*, 44, 89-115.
- Friess, D.A., Yando, E.S., Abuchahla, G.M.O., Adams, J.B., Cannicci, S., Canty, S.W.J., & Wee, A.K.S. (2020). Mangroves give cause for conservation optimism, for now. *Current Biology*, 30, R153–R154.
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M. et al. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Sci Data* 2, 150066. DOI: 10.1038/sdata.2015.66
- Gallup, L., Sonnenfeld, D.A., & Dahdouh-Guebas, F. (2020). Mangrove use and management within the Sine-Saloum Delta, Senegal. *Ocean & Coastal Management*, 185, 105001.
- Gangneron, F., Pierre, C., Robert, E., Kergoat, L., Grippa, M., Guichard, F., Hiernaux, P., Leauthaud, C. (2022). Persistence and success of the Sahel desertification narrative. *Regional Environmental Change* 22, 118.
- Gao, B. (1996). NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257-266.
- Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2004). Dynamic Causal Patterns of Desertification. *BioScience*, 54, 817-829.
- George, R., Padalia, H., Sinha, S.K., & Senthil Kumar, A. (2020). Evaluating sensitivity of hyperspectral indices for estimating mangrove chlorophyll in middle Andaman Island, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(3), 785.
- Ghazali, M.F., & Wikantika, K. (2021). Pre-assessment of the potential of dual polarization of Sentinel 1 data for mapping the mangrove tree species distribution in South Bali, Indonesia. In 2021 7th Asia-Pacific Conference on Synthetic Aperture Radar (APSAR) (pp. 1-6).
- Giri, C., Long, J., Sawaid, A., Murali, R.M., Qamer, F.M., Pengra, B., & Thau, D. (2015). Distribution and dynamics of mangrove forests of South Asia. In *Land Cover/Land Use Change (LC/LUC) Environmental Impact South Asia* (pp. 101-111).
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 154-159.

- Glenzer, K. (2002). La Sécheresse: The Social and Institutional Construction of a Development Problem in the Malian (Soudanese) Sahel, 1900–82. *Canadian Journal of African Studies/La Revue canadienne des études africaines*, 36(1), 1-34.
- GMW. (2022). Bunting, P., Rosenqvist, A., Hilarides, L., Lucas, R., Thomas, N., Tadono, T., Worthington, T., Spalding, M., Murray, N., & Rebelo, L.-M. Global Mangrove Watch (1996 - 2020) Version 3.0 Dataset (3.0). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6894273>.
- Godron, M. (1984). *Écologie de la végétation terrestre* (pp. 196). Paris: Masson
- Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N., Fatoyinbo, T., (2020). Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology* 26, 5844–5855. <https://doi.org/10.1111/gcb.15275>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google earth engine : planetary-scale geospatial analysis for everyone. In *Big Remotely Sensed Data: Tools, Applications and Experiences* (pp. 18-27).
- Grafton, R. Q., Doyen, L., Béné, C., Borgomeo, E., Brooks, K., Chu, L., ... & Wyrwoll, P. R. (2019). Realizing resilience for decision-making. *Nature Sustainability*, 2(10), 907-913.
- Grist, J. P., et Nicholson, S. E. (2001). A study of the dynamic factors influencing the rainfall variability in the West African Sahel. *Journal of Climate*, 14(7), 1337-1359.
- Gu, G., et Adler, R. F. (2004). Seasonal evolution and variability associated with the West African monsoon system. *Journal of Climate*, 17(12), 2255-2274.
- Gudex-Cross, D., Pontius, J., & Adams, A. (2017). Enhanced Forest cover mapping using spectral unmixing and object-based classification of multi-temporal Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 196, 193-204.
- Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). Habitat suitability and distribution models. With Applications in R, *Pirineos*(173), 62–63.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993-1009.
- Gunnell, Y. (2009). *Écologie et société*. Armand Colin.
- Gupta, K., Mukhopadhyay, A., Giri, S., Chanda, A., Datta Majumdar, S., Samanta, S., Mitra, D., Samal, R.N., Pattnaik, A.K., & Hazra, S. (2018). An index for discrimination of mangroves from non-mangroves using LANDSAT 8 OLI imagery. *MethodsX*, 5, 1129-1139.
- Hallé, F., (1999). *Éloge de la plante: pour une nouvelle biologie*, Collection Points. Série Sciences. Éditions du Seuil.
- Han, X., Feng, L., Chuanmin, H., & Kramer, P. (2018). Hurricane-induced changes in the Everglades National Park Mangrove Forest: Landsat observations between 1985 and 2017. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(11), 3470-3488.
- Haralick, R.M., Shanmugam, K., & Dinstein, I. (1973). Textural features for image classification. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, SMC-3(6), 610-621.

- Harris, R.M.B., Beaumont, L.J., Vance, T.R., Tozer, C.R., Remenyi, T.A., Perkins-Kirkpatrick, S.E., Mitchell, P.J., Nicotra, A.B., McGregor, S., Andrew, N.R., Letnic, M., Kearney, M.R., Wernberg, T., Hutley, L.B., Chambers, L.E., Fletcher, M.-S., Keatley, M.R., Woodward, C.A., Williamson, G., Duke, N.C., Bowman, D.M.J.S., (2018). Biological responses to the press and pulse of climate trends and extreme events. *Nature Climate Change* 8, 579–587. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0187-9>
- Herrmann, M., & Tappan, G.G. (2013). Vegetation impoverishment despite greening: a case study from central Senegal. *Journal of Arid Environments*, 90, 55-66.
- Herrmann, S.M., Anyamba, A., & Tucker, C.J. (2005). Recent trends in vegetation dynamics in the African Sahel and their relationship to climate. *Global Environmental Change*, 15(4), 394-404.
- Hiernaux, P., Diarra, L., Trichon, V., Mougin, E., Soumaguel, N., & Baup, F. (2009). Woody plant population dynamics in response to climate changes from 1984 to 2006 in Sahel (Gourma, Mali). *Journal of Hydrology*, 375(1-2), 103-113.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. and Jarvis, A., (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 25(15), pp.1965-1978.
- Himes-Cornell, A., Pendleton, L., & Atiyah, P. (2018). Valuing ecosystem services from blue forests: A systematic review of the valuation of salt marshes, sea grass beds and mangrove forests. *Ecosystem services*, 30, 36-48.
- Hogarth P. J. (1999). *The biology of mangroves*. Oxford, United Kingdom, Oxford University Press, ix + 228 p.
- Hogarth, P.J. (2007). *The Biology of Mangroves and Seagrasses; Biology of Habitats*, 2 ed.; Oxford University Press: Oxford, UK. ISBN 978-0-19-856870-4.
- Holling, C. S. (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1–23.
- Holling, C.S. (1978). *Adaptive Environmental Assessment and Management*. John Wiley and Sons: Chichester, UK.
- Holling, C. S. (1996). Engineering resilience versus ecological resilience. *Engineering within ecological constraints*, 31(1996), 32.
- Holling, C.S. (2001). Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems*, 4, 390-405.
- Holt, R. D. (2009). Bringing the Hutchinsonian Niche into the 21st Century: Ecological and Evolutionary Perspectives. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(supplement_2), 19659–19665.
- Hoque, S. F., Quinn, C. H., & Sallu, S. M. (2017). Resilience, political ecology, and well-being: an interdisciplinary approach to understanding social-ecological change in coastal Bangladesh. *Ecology and Society*, 22(2).
- Hossain, M.D., & Chen, D. (2019). Segmentation for object-based image analysis (OBIA): a review of algorithms and challenges from remote sensing perspective. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 150, 115-134.

- Hu, Q., Sulla-Menashe, D., Baodong, X., Yin, H., Tang, H., Yang, P., & Wenbin, W. (2019). A phenology-based spectral and temporal feature selection method for crop mapping from satellite time series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 80, 218-229.
- Hu, Z., J. van Belzen, D. van der Wal, T. Balke, Z. B. Wang, M. Stive, and T. J. Bouma. (2015) Windows of opportunity for salt marsh vegetation establishment on bare tidal flats: the importance of temporal and spatial variability in hydrodynamic forcing. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120: 1450– 1469.
- IPBES. (2019). Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. In E.S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, & H.T. Ngo (Eds.), IPBES secretariat: Bonn, Germany.
- IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp.,
- Isla S. Castañeda, Stefan Mulitza, Enno Schefuß, Raquel A. Lopes dos Santos, Jaap S. Sinninghe Damsté, Stefan Schouten. 2009. Wet phases in the Sahara/Sahel region and human migration patterns in North Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. DOI: 10.1073/pnas.0905771106
- J. Muñoz-Sabater, Dutra, E., Agustí-Panareda, A., Albergel, C., Arduini, G., Balsamo, G., Boussetta, S., Choulga, M., Harrigan, S., Hersbach, H., Martens, B., Miralles, D. G., Piles, M., Rodríguez-Fernández, N. J., Zsoter, E., Buontempo, C., and Thépaut, J.-N. (2021). ERA5-Land: A state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications, *Earth Syst. Sci. Data*,13, 4349–4383. <https://doi.org/10.5194/essd-13-4349-2021>.
- Jakubauskas, M. E., Legates, D. R., & Kastens, J. H. (2002). Crop identification using harmonic analysis of time-series AVHRR NDVI data. *Computers and Electronics in Agriculture*, 37(1), 127-139.
- Jentsch, A., & White, P. (2019). A theory of pulse dynamics and disturbance in ecology. *Ecology*, 100(7), e02734.
- Jentsch, A., and White, P. (2019). A theory of pulse dynamics and disturbance in ecology. *Ecology* 100(7):e02734. 10.1002/ecy.2734
- Jia, M., Wang, Z., Mao, D., Ren, C., Wang, C., & Wang, Y. (2021). Rapid, robust, and automated mapping of tidal flats in China using time series Sentinel-2 images and Google Earth Engine. *Remote Sensing of Environment*, 255, Article 112285.
- Jia, M., Wang, Z., Zhang, Y., Mao, D., & Wang, C. (2018). Monitoring loss and recovery of mangrove forests during 42 years: the achievements of mangrove conservation in China. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 73, 535-545.
- Johnson, B. (2014). Effects of Pansharpening on Vegetation Indices. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 3, 507–522.
- Johnson, B. A., Bragais, M., Endo, I., Magcale-Macandog, D. B., Paula, B. M., & Macandog, M. (2015). Image segmentation parameter optimization considering within- and between-segment

heterogeneity at multiple scale levels: test case for mapping residential areas using Landsat imagery. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 4(4).

Johnson, B., & Xie, Z. (2011). Unsupervised image segmentation evaluation and refinement using a multi-scale approach. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66(4), 473-483.

Kasawani, I., Kim, A., Shah, A., Sulong, I., Ismail, M.H., & Jusoff, K. (2010). Coastal Change Detection using GIS in Setiu Lagoon, Terengganu, Malaysia. *Journal of GIS Trends*, 1, 20–26.

Kathiresan, K. and Rajendran, N. (2005) Coastal Mangrove Forests Mitigated Tsunami. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65, 601-606.

Kathiresan, K., & Bingham, B. L. (2001). Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40, 81–251.

Kauth, R. J., & Thomas, G. S. (1976). The Tasseled Cap--a Graphic Description of the Spectral-Temporal Development of Agricultural Crops as Seen by Landsat. In *LARS Symposia*, 159.

Kéfi, S., Domínguez-García, V., Donohue, I., Fontaine, C., Thébault, E., & Dakos, V. (2019). Advancing our understanding of ecological stability. *Ecology Letters*, 22(9), 1349-1356.

Kennedy, R. E., Yang, Z., & Cohen, W. B. (2010). Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr—temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 114(12), 2897-2910.

Kennedy, R. E., Yang, Z., Gorelick, N., Braaten, J., Cavalcante, L., Cohen, W. B., & Healey, S. (2018). Implementation of the LandTrendr Algorithm on Google Earth Engine. *Remote Sensing*, 10(5).

Kennedy, R.E., Braaten, J. (2020). Guide to the Google Earth Engine implementation of the LandTrendr spectral-temporal segmentation algorithm. Available online: <https://emapr.github.io/LT-GEE/index.html>.

Kent, M., Gill, W.J., Weaver, R.E., & Armitage, R.P. (1997). Landscape and plant community boundaries in biogeography. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 21, 315-353.

Killick, Rebecca, and Idris A. Eckley. (2011). changepoint: An R Package for Changepoint Analysis. Lien vers le package

King, A. W. (1997). Hierarchy theory: A guide to system structure for wildlife biologists. In J. A. Bissonette, ed. *Wildlife and Landscape Ecology: Effects of Pattern and Scale*. Springer-Verlag, New York, pp. 185–212.

Köppen, W., & Geiger, R. (1930). *Handbuch der Klimatologie (Vol. 1)*. Gebrüder Borntraeger.

Krauss KW, Mckee KL, Lovelock CE et al. (2014) How mangrove forests adjust to rising sea level. *New Phytologist* 202, 19–34.

Krauss, K. W., Lovelock, C. E., McKee, K. L., López-Hoffman, L., Ewe, S. M. L., Sousa, W. P. (2008). Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 105-127. DOI: 10.1016/j.aquabot.2007.12.014.

Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Vo Quoc, T., & Dech, S. (2011). Remote sensing of mangrove ecosystems: a review. *Remote Sensing*, 3(5), 878-928.

- Landis, J.R.; Koch, G.G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33, 159–174.
- Langston, A. K., & Kaplan, D. A. (2020). Modelling the effects of climate, predation, and dispersal on the poleward range expansion of black mangrove (*Avicennia germinans*). *Ecological Modelling*, 434, 109245.
- Le Barbé, L., Lebel, T., Tapsoba, D., & Bader, J. C. (2002). « Rainfall Variability in West Africa during the Years 1950-90. » *Journal of Climate*, 15(2), 187-202.
- Leach, M., & Fairhead, J. (2000). Fashioned forest pasts, occluded histories? International environmental analysis in West African locales. *Development and Change*, 31(1), 35-59.
- Leach, M., Mearns, R., & Scoones, I. (1999). Environmental entitlements: dynamics and institutions in community-based natural resource management. *World development*, 27(2), 225-247.
- Lebel, T., & Ali, A. (2009). Recent trends in the Central and Western Sahel rainfall regime (1990–2007). *Journal of Hydrology*, 375(1-2), 52-64.
- Lebel, T., et al. (2009). AMMA-CATCH studies in the Sahelian region of West-Africa: an overview. *Journal of Hydrology*, 375(1-2), 3-13.
- Lee, S., Hamilton, S., Barbier, E., Primavera, J., & Lewis, R. (2019). Better restoration policies are needed to conserve mangrove ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 3, 870–872.
- Lévêque, C., Muxart, T., Abbadie, L., Weill, A., & Van der Leeuw, S. (2003). L’anthroposystème: entité structurelle et fonctionnelle des interactions sociétés-milieus. *Quelles natures voulons-nous*, 110-129.
- Li, H., Jia, M., Zhang, R., Ren, Y., & Wen, X. (2019). Incorporating the plant phenological trajectory into mangrove species mapping with dense time series Sentinel-2 imagery and the Google Earth Engine platform. *Remote Sensing*, 11(21).
- Li, X., Chen, W., Cheng, X., & Wang, L. (2016). A comparison of machine learning algorithms for mapping of complex surface-mined and agricultural landscapes using ZiYuan-3 stereo satellite imagery. *Remote Sensing*, 8(6).
- Liu, M., Zhang, H., Lin, G., Lin, H., & Tang, D. (2018). Zonation and Directional Dynamics of Mangrove Forests Derived from Time-Series Satellite Imagery in Mai Po, Hong Kong. *Sustainability*, 10(6).
- Liu, X., Fatoyinbo, T. E., Thomas, N. M., Guan, W. W., Zhan, Y., Mondal, P., ... & Lagomasino, D. (2021). Large-scale high-resolution coastal mangrove forests mapping across West Africa with machine learning ensemble and satellite big data. *Frontiers in Earth Science*, 8.
- Lombard, F., & Julien, A. (2021). Mapping mangrove zonation changes in Senegal with Landsat imagery using an OBIA approach combined with linear spectral unmixing. *Remote Sensing*, 13(10).
- Lombard, F., Andrieu, J., Descroix, L. (2020). La population d’*Avicennia germinans* du delta du Saloum est-elle relictuelle depuis la dernière période humide? *Bois et Forêts des Tropiques*, 346, 51-64.
- Lombard, F., Soumaré, S., Andrieu, J., & Josselin, D. (2023). Mangrove Zonation Mapping in West Africa, at 10-m Resolution, Optimized for Inter-Annual Monitoring. *Ecological Informatics*, 75.

- López-Angarita, J., Roberts, C. M., Tilley, A., Hawkins, J. P., & Cooke, R. G. (2016). Mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. *Forest Ecology and Management*, 368, 151-162.
- Losada, T., Rodriguez-Fonseca, B., Mohino, E., Bader, J., Janicot, S., and Mechoso, C. R. (2012), Tropical SST and Sahel rainfall: A non-stationary relationship, *Geophys. Res. Lett.*, 39, L12705,
- Lu, Y., & Wang, L. (2021). How to automate timely large-scale mangrove mapping with remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 264, Article 112584.
- Lucas, R., Van De Kerchove, R., Otero, V., Lagomasino, D., Fatoyinbo, L., Omar, H., Satyanarayana, B., & Dahdouh-Guebas, F. (2020). Structural Characterisation of Mangrove Forests Achieved through Combining Multiple Sources of Remote Sensing Data. *Remote Sensing of Environment*, 237.
- Lymburner, L., Bunting, P., Lucas, R., Scarth, P., Alam, I., Phillips, C., ... & Held, A. (2020). Mapping the multi-decadal mangrove dynamics of the Australian coastline. *Time Series Analysis with High Spatial Resolution Imagery*, 238, Article 111185.
- Ma, L., Li, M., Ma, X., Cheng, L., Peijun, D., & Liu, Y. (2017). A review of supervised object-based land-cover image classification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 130, 277-293.
- Macnae, W. (1968). A general account of the flora and fauna of mangrove swamps and forests in the Indo-West-Pacific region. *Adv. mar. Biol.*6, 73—270
- Macreadie, P. I., Costa, M. D., Atwood, T. B., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., ... & Duarte, C. M. (2021). Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2(12), 826-839.
- Mahé, G. & Paturel, J. E. (2009) 1896–2006 Sahelian rainfall variability and runoff increase of Sahelian rivers. *C. R.. Geosciences* 341, 538–546.
- Mahé, G., Lienou, G., Descroix, L., Bamba, L., Paturel, J.-E., Laraque, A., ... & Dieulin, C. (2013). The rivers of Africa: Witness of climate change and human impact on the environment. *Hydrological Processes*, 27, 2105–2114.
- Marius C. (1985). *Mangroves du Sénégal et de la Gambie. Écologie, pédologie, géochimie, mise en valeur et aménagement*. Paris, France, Éditions de l'ORSTOM, coll. Travaux et documents, 193, 335 p. Lien vers le document
- Marius C. (1995). Effets de la sécheresse sur l'évolution des mangroves du Sénégal et de la Gambie : synthèse, *Sécheresse*, 6, p. 123-128.
- Mathevet Raphaël, Bousquet François. (2014). *Résilience et environnement : penser les changements socio-écologiques*. Paris : Buchet/Chastel, 169 p. ISBN 978-2-283-02736-3
- Mbow, C., Brandt, M., Ouedraogo, I., De Leeuw, J. and Marshall, M. (2015). What four decades of earth observation tell us about land degradation in the Sahel?. *Remote Sensing*, 7(4), pp.4048-4067.
- McFeeters, S. K. (1996). The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17(7), 1425-1432.

- Mckee KL (2011) Biophysical controls on accretion and elevation change in Caribbean mangrove ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 475–83.
- McKee, K.L., Rooth, J.E. & Feller, I.C. (2007) Mangrove recruitment after forest disturbance is facilitated by herbaceous species in the Caribbean. *Ecological Applications*, 17, 1678–1693.
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., ... & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552-560.
- Mejía-Rentería, J. C., Castellanos-Galindo, G. A., Cantera-Kintz, J. R., & Hamilton, S. E. (2018). A comparison of Colombian Pacific mangrove extent estimations: Implications for the conservation of a unique Neotropical tidal forest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 212, 233-240.
- Mekonnen, K., Velpuri, N. M., Leh, M., Akpoti, K., Owusu, A., Tinonetsana, P., ... & Munzimi, Y. (2023). Accuracy of satellite and reanalysis rainfall estimates over Africa: A multi-scale assessment of eight products for continental applications. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 49, 101514.
- Midekisa, A., Holl, F., Savory, D. J., Andrade-Pacheco, R., Gething, P. W., Bennett, A., & Sturrock, H. J. W. (2017). Mapping land cover change over continental Africa using Landsat and Google Earth Engine cloud computing. *PLoS ONE*, 12(9), e0184926.
- Mondal, P., Liu, X., Fatoyinbo, T. E., & Lagomasino, D. (2019). Evaluating combinations of Sentinel-2 data and machine-learning algorithms for mangrove mapping in West Africa. *Remote Sensing*, 11(24).
- Monroy-Torres, M., Flores-Verdugo, F., & Flores-de-Santiago, F. (2014). Growth of three subtropical mangrove species in response to varying hydroperiod in an experimental tank. *Ciencias marinas*, 40(4), 263-275.
- Monsef, H. A. E., & Smith, S. E. (2017). A new approach for estimating mangrove canopy cover using Landsat 8 imagery. *Computers and Electronics in Agriculture*, 135, 183-194.
- Moreau N. (2004). Mise en évidence et cartographie par télédétection de l'évolution des forêts de mangrove dans les îles du Saloum au cours des trois dernières décennies (1972 à 2001). *Photo-Interprétation*, 4, 23-55.
- Moreno-de las Heras, M., Díaz-Sierra, R., Turnbull, L., & Wainwright, J. (2015). Assessing vegetation structure and ANPP dynamics in a grassland–shrubland Chihuahuan ecotone using NDVI–rainfall relationships. *Biogeosciences*, 12, 2907–2925.
- Mortimore, M. and Adams, W.M. (1999) Working the Sahel. Environment and Society in Northern Nigeria. Routledge, London, 226 p.
- Mukherjee, N., Sutherland, W. J., Dicks, L., Hugé, J., Koedam, N., & Dahdouh-Guebas, F. (2014). Ecosystem service valuations of mangrove ecosystems to inform decision making and future valuation exercises. *PLoS ONE*, 9(9), e107706.
- Muñoz Sabater, J., (2019): ERA5-Land monthly averaged data from 1981 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). (2023-04-15), doi:10.24381/cds.68d2bb30
- Mutanga, O., & Kumar, L. (2019). Google Earth Engine applications. *Remote Sensing*, 11(5).

- Myint, S. W., Giri, C. P., Wang, L., Zhu, Z., & Gillette, S. C. (2008). Identifying mangrove species and their surrounding land use and land cover classes using an object-oriented approach with a Lacunarity spatial measure. *GIScience & Remote Sensing*, 45(2), 188-208.
- Naidoo, G. (2023). The mangroves of Africa: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 190, 114859.
- Navarro, J. A., Algeet, N., Fernández-Landa, A., Esteban, J., Rodríguez-Noriega, P., & Guillén-Climent, M. L. (2019). Integration of UAV, Sentinel-1, and Sentinel-2 Data for Mangrove Plantation Aboveground Biomass Monitoring in Senegal. *Remote Sensing*, 11(1).
- Ndour, N. (2005). Caractérisation et étude de la dynamique des peuplements de mangrove du Delta du Saloum (République du Sénégal), Dakar, Faculté des Sciences et techniques, Thèse de troisième cycle, Université Cheikh Anta Diop, 180 p.
- Ndour, N., Dieng, S. D., & Fall, M. (2012). Rôles des mangroves, modes et perspectives de gestion au Delta du Saloum (Sénégal). *VertigO - La revue électronique en sciences de l'environnement*, 11(3).
- Neumann, R. P. (1998). *Imposing Wilderness: Struggles Over Livelihood and Nature Preservation in Africa*. United Kingdom: University of California Press.
- Nicholson S. E. (2005). On the question of the “recovery” of the rains in the West African Sahel. *Journal of Arid Environments*, 63, 615-641.
- Nicholson S.E., 2013. The West African Sahel: A review of recent studies on the rainfall regime and its interannual variability. *Hindawi Publ. Corp. ISRN Meteorol.* 453521.
- Nicholson, S. E. (2018). Assessing recovery and change in West Africa's rainfall regime from a 161-year record. *Journal of Climate*, 26(10), 3349-3356.
- Nicholson, S.E. (2008), The intensity, location and structure of the tropical rainbelt over west Africa as factors in interannual variability. *Int. J. Climatol.*, 28: 1775-1785.
- Nicholson, S.E. 2005. On the question of the “recovery” of the rains in the West African Sahel. *J. Arid Environ.* 63, 615–641.
- Nicholson, S.E., Dezfuli, A.K. and Klotter, D. (2012a) A two-century precipitation dataset for the continent of Africa. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(8), 1219–1231.
- Nicholson, S.E., Dezfuli, A.K. and Klotter, D. (2012a) A two-century precipitation dataset for the continent of Africa. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(8), 1219–1231.
- Nicholson, S.E., Funk, C., Fink, A.H. (2018). Rainfall over the African continent from the 19th through the 21st century. *Global and Planetary Change* 165, 114–127. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2017.12.014>
- Olivry, J.-C. (1987). Les conséquences durables de la sécheresse actuelle sur l'écoulement du fleuve Sénégal et l'hypersalinisation de la Basse-Casamance. In *Influence of Climate Change and Climatic Variability on the Hydrologie Regime and Water Resources*; IAHS Publisher: Wallingford, UK.
- Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E., & Wulder, M. A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42-57. 10.1016/j.rse.2014.02.015.

- Olsson, L., Eklundh, L., & Ardö, J. (2005). A recent greening of the Sahel—trends, patterns, and potential causes. *Journal of Arid Environments*, 63(3), 556-566.
- Olsson, L., Jerneck, A., Thoren, H., Persson, J., & O'Byrne, D. (2015). Why resilience is unappealing to social science: Theoretical and empirical investigations of the scientific use of resilience. *Science advances*, 1(4), e1400217.
- Osland, M., Day, R.H., Hall, C.T., Brumfield, M.D., Dugas, J.L., Jones, W.R. (2017). Mangrove expansion and contraction at a poleward range limit: climate extremes and land-ocean temperature gradients. *Ecology*, 98, 125-137. DOI: 10.1002/ecy.1625
- Osland, M., Feher, L.C., Griffith, K.T., Cavanaugh, K.C., Enwright, N.M., Day, R.H., Stagg, C.L., Krauss, K.W., Howard, R.J., Grace, J.B., Rogers, K. (2017). Climatic controls on the global distribution, abundance, and species richness of mangrove forests. *Ecological Monographs*, 87, 341-359. DOI: 10.1002/ecm.1248
- Osland, M.J., Day, R.H., Hall, C.T., Feher, L.C., Armitage, A.R., Cebrian, J., Dunton, K.H., Hughes, A.R., Kaplan, D.A., Langston, A.K., Macy, A. (2020). Temperature thresholds for black mangrove (*Avicennia germinans*) freeze damage, mortality and recovery in North America: refining tipping points for range expansion in a warming climate. *Journal of Ecology*, 108(2), 654-665.
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325(5939), 419-422.
- Otero, V., Van De Kerchove, R., Satyanarayana, B., Mohd-Lokman, H., Lucas, R., & Dahdouh-Guebas, F. (2020). An analysis of the early regeneration of mangrove forests using landsat time series in the Matang mangrove forest reserve, Peninsular Malaysia. *Remote Sensing*, 11, 774.
- Pagès, J., & Citeau, J. (1990). Rainfall and Salinity of a Sahelian Estuary between 1927 and 1987. *Journal of Hydrology*, 113(1), 325–341.
- Panfili, J., Thior, D., Ecoutin, J.-M., Ndiaye, P. and Albaret, J.-J. (2006), Influence of salinity on the size at maturity for fish species reproducing in contrasting West African estuaries. *Journal of Fish Biology*, 69: 95-113.
- Panthou, G., Vischel, T. and Lebel, T. (2014) Recent trends in the regime of extreme rainfall in the central Sahel. *International Journal of Climatology*, 34(15), 3998–4006.
- Panthou, G., Vischel, T., Lebel, T., Quantin, G., Pugin, A. C. F., Blanchet, J., & Ali, A. (2013). From pointwise testing to a regional vision: An integrated statistical approach to detect nonstationarity in extreme daily rainfall. Application to the Sahelian region. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(15), 8222-8237.
- Pasquarella, V. J., Arévalo, P., Bratley, K. H., Bullock, E. L., Gorelick, N., Yang, Z., & Kennedy, R. E. (2022). Demystifying LandTrendr and CCDC temporal segmentation. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 110 (June), Article 102806. 10.1016/j.jag.2022.102806.
- Pasquarella, V. J., Holden, C. E., & Woodcock, C. E. (2018). Improved mapping of forest type using spectral-temporal Landsat features. *Remote Sensing of Environment*, 210, 193-207. 10.1016/j.rse.2018.02.064.

- Pastor-Guzman, J., Dash, J., & Atkinson, P. M. (2018). Remote sensing of mangrove forest phenology and its environmental drivers. *Remote Sensing of Environment*, 205 (February), 71-84. 10.1016/j.rse.2017.11.009.
- Patterson, S., McKee, K. L., & Mendelssohn, I. A. (1997). Effects of tidal inundation and predation on *Avicennia germinans* seedling establishment and survival in a sub-tropical mangal/salt marsh community. *Mangroves and Salt Marshes*, 1, 103-111.
- Paturel, J. E., Mahé, G., & Servat, E. (1996). « The Rivers of Africa: Witness of the Dynamics of Climate in Tropical Africa. » *Journal of Hydrology*, 177(1-4), 269-287.
- PÉLISSIER, Paul (1966) Les paysans du Sénégal : civilisations agraires du Cayor à la Casamance. Saint-Yrieix-la-Perche, Fabrègue.
- Peterson JM, Bell SS (2015) Saltmarsh Boundary Modulates Dispersal of Mangrove Propagules: Implications for Mangrove Migration with Sea-Level Rise. *PLOS ONE* 10(3): e0119128. DOI: 10.1371/journal.pone.0119128
- Peterson, J. M., & Bell, S. S. (2018). Species composition of patches influences mangrove recruitment in a saltmarsh mosaic. *Marine Ecology Progress Series*, 602, 103-116.
- Peterson, J.M. & Bell, S.S. (2012) Tidal events and salt-marsh structure influence black mangrove (*Avicennia germinans*) recruitment across an ecotone. *Ecology*, 93, 1648–1658. DOI: 10.1890/11-1430.1
- Petit-Maire N. (1986). Paléoclimatologie du Sahara occidental et central pendant les deux derniers optima climatiques, aux latitudes paratropicales. In: Changements globaux en Afrique durant le Quaternaire : passé, présent, futur. INQUA/ASEQUA symposium international, Dakar, 21-28 avril 1986. Paris, France, Éditions de l'ORSTOM, coll. Travaux et documents, 197, 375-379.
- Pham, T. D., Yoshino, K., & Bui, D. T. (2017). Biomass Estimation of *Sonneratia Caseolaris* (L.) Engler at a Coastal Area of Hai Phong City (Vietnam) Using ALOS-2 PALSAR Imagery and GIS-Based Multi-Layer Perceptron Neural Networks. *GIScience & Remote Sensing*, 54(3), 329–353.
- Pickett, S. T. A. and White, P. S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. - Academic Press, Orlando.
- Pimm, S. L. (1984). The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307(5949), 321-326.
- Pimm, S. L., Donohue, I., Montoya, J. M., & Loreau, M. (2019). Measuring resilience is essential to understand it. *Nature Sustainability*, 2(10), 895-897.
- Pimple, U., Leadprathom, K., Simonetti, D., Sitthi, A., Peters, R., Pungkul, S., Pravinvongvuthi, T., Dessard, H., Berger, U., Siri-on, K., Kemacheevakul, P., Gond, V., (2022). Assessing mangrove species diversity, zonation and functional indicators in response to natural, regenerated, and rehabilitated succession. *Journal of Environmental Management* 318, 115507. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115507>
- Pirasteh, S., Zenner, E. K., Mafi-Gholami, D., Jaafari, A., Kamari, A. N., Liu, G., ... & Li, J. (2021). Modeling mangrove responses to multi-decadal climate change and anthropogenic impacts using a long-term

time series of satellite imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 102. 10.1016/j.jag.2021.102390.

Potts, J. M., & Elith, J. (2006). Comparing Species Abundance Models. *Predicting Species Distributions*, 199(2), 153–163.

Pranchai, A., Jenke, M., Vogt, J., Berger, U. (2021). Salt marsh vegetation and secured woody debris facilitate the recolonization of *Avicennia germinans*. *Journal of Vegetation Science*, 32, e13091. DOI: 10.1111/jvs.13091.

Proisy C, Gratiot N, Anthony E J, Gardel A, Fromard F and Heuret P. (2009) Mud bank colonization by opportunistic mangroves: a case study from French Guiana using lidar data *Cont. Shelf Res.* 29 632–41

Rabinowitz D. (1978). Dispersal properties of mangrove propagule. *Biotropica*, 10(1), 47-57.

Rasmussen, K. (1999). Land degradation in the Sahel-Sudan: the conceptual basis. *Geografisk Tidsskrift*, 151-159.

Rasul, A., Balzter, H., Fage, G. R., Ibrahim, H. M., Hameed, J. W., Adamu, B., ... & Najmaddin, P. M. (2018). Applying built-up and bare-soil indices from Landsat 8 to cities in dry climates. *Land*, 7(3), 81. 10.3390/land7030081.

Ratajczak, Z., Carpenter, S. R., Ives, A. R., Kucharik, C. J., Ramiadantsoa, T., Stegner, M. A., ... & Turner, M. G. (2018). Abrupt change in ecological systems: inference and diagnosis. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(7), 513-526.

Ratajczak, Z., D'Odorico, P., Collins, S.L., Bestelmeyer, B.T., Isbell, F.T., Nippert, J.B. (2017). The interactive effects of press/pulse intensity and duration on regime shifts at multiple scales. *Ecological Applications*, 87, 198-218.

Richards, D. R., & Friess, D. A. (2015). A Rapid Indicator of Cultural Ecosystem Service Usage at a Fine Spatial Scale: Content Analysis of Social Media Photographs. *Ecological Indicators*, 53(June), 187–195.

Rogers, K. (2021), Accommodation space as a framework for assessing the response of mangroves to relative sea-level rise. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 42: 163-183.

Rollet, B. (1981). *Bibliography on mangrove research 1600-1975*. UNESCO, Paris. 479 pp.

Rossi, G. (2012). *L'ingérence écologique: Environnement et développement rural du Nord au Sud*. Cnrs.

Rouse Jr., J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with Ertis. *NASA Special Publication*, 351, 309.

Roy, D. P., Kovalskyy, V., Zhang, H. K., Vermote, E. F., Yan, L., Kumar, S. S., & Egorov, A. (2016). Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 Reflective Wavelength and Normalized Difference Vegetation Index Continuity. *Landsat 8 Science Results*, 185(November), 57–70.

Ruiz-Luna, A., Acosta-Velázquez, J., & Berlanga-Robles, C. A. (2008). On the reliability of the data of the extent of mangroves: A case study in Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 51(4), 342-351.

- Sacré Regis M. D, Mouhamed L, Kouakou K, Adeline B, Arona D, Houebagnon Saint. J. C, Koffi Claude A. K, Talnan Jean H. C, Salomon O, Issiaka S. (2020). Using the CHIRPS Dataset to Investigate Historical Changes in Precipitation Extremes in West Africa. *Climate*, 8(7), 84. DOI: 10.3390/cli8070084.
- Sadio, M., Sakho, I., Samou Seujip, M., Gueye, A., Diouf, M. B., & Deloffre, J. (2022). Multi-Decadal Dynamics of the Saloum River Delta Mouth in Climate Change Context. *Journal of African Earth Sciences*, 187(March), 104451.
- Saenger, P. (2002). *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, Netherlands.
- Sakho, I., Mesnage, V., Deloffre, J., Lafite, R., Niang, I., & Faye, G. (2011). The influence of natural and anthropogenic factors on mangrove dynamics over 60 years: The Somone Estuary Senegal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94, 93–101.
- Salas-Leiva, D. E., Mayor-Durán, V. M., & Toro-Perea, N. (2009). Genetic diversity of black mangrove (*Avicennia germinans*) in natural and reforested areas of Salamanca Island Parkway, Colombian Caribbean. *Hydrobiologia*, 620, 17-24.
- Sanogo, S., Fink, A. H., Omotosho, J. A., Ba, A., Redl, R., Ermert, V., & Paeth, H. (2015). Spatio-temporal characteristics of the recent rainfall recovery in West Africa. *International Journal of Climatology*, 35(14), 4589-4605.
- Sari, S.P., & Rosalina, D. (2016). Mapping and Monitoring of Mangrove Density Changes on tin Mining Area. *Procedia Environmental Sciences*, 33, 436–442.
- Schulz, D., Yin, H., Tischbein, B., Verleysdonk, S., Adamou, R., & Kumar, N. (2021). Land use mapping using Sentinel-1 and Sentinel-2 time series in a heterogeneous landscape in Niger, Sahel. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 178, 97-111. 10.1016/j.isprsjprs.2021.06.005.
- Schurr, F. M., Pagel, J., Cabral, J. S., Groeneveld, J., Bykova, O., O’Hara, R. B., ... Zimmermann, N. E. (2012). How to understand species’ niches and range dynamics: a demographic research agenda for biogeography. *Journal of Biogeography*, 39(12), 2146-2162.
- Scott, A. J., & Knott, M. (1974). A Cluster Analysis Method for Grouping Means in the Analysis of Variance. *Biometrics*, 30(3), 507–512. DOI: 10.2307/2529204
- Singer, B., (2015). L’homme et les forêts tropicales, une relation durable ? *Quae, Enjeux sciences*. 198 p.
- Sinsin, CBL, Salako, KV, Fandohan, AB, Zanvo, MGS, Kouassi, KE, Glèlè Kakaï, RL. (2021). Pattern of seedling emergence and early growth in *Avicennia germinans* and *Rhizophora racemosa* along an experimental salinity gradient. *African Journal of Ecology*, 59, 1013– 1022. DOI: 10.1111/aje.12889.
- Solly, B.; Dièye, E.H.B.; Sané, T.; Diaw, A.T. (2018). Dynamique de la Mangrove de Thiobon dans l’estuaire de la Casamance (Sénégal) entre 1972 et 2017. *Eur. Sci. J.*, 14, 118–133.
- Soumaré, S.; Fall, F.; Andrieu, J.; Marega, O.; Dieme, B. (2020). Dynamique spatio-temporelle de la mangrove de Kafountine dans l’estuaire de la Basse-Casamance des années 1972 à nos jours: Approche par télédétection. *IOSR J. Eng. (IOSRJEN)*, 10, 1–14.

- Sousa WP, Kennedy PG, Mitchell BJ, Ordonez BM. (2007) Supply-side ecology in mangroves: Do propagule dispersal and seedling establishment explain forest structure? *Ecological Monographs* 77: 53–76.
- Sow, M., Diallo, A., Diallo, N., & Dixon, C. A. (1991). Formations végétales et sols dans les mangroves des Rivières du Sud. In M. Cormier-Salem (Ed.), *Dynamique et usages de la mangrove dans les pays des rivières du Sud, du Sénégal à la Sierra Leone*. IRD Éditions. 10.4000/books.irdeditions.3690.
- Speiser, J. L., Miller, M. E., Tooze, J., & Ip, E. (2019). A comparison of random forest variable selection methods for classification prediction modeling. *Expert Systems with Applications*, 134, 93-101. 10.1016/j.eswa.2019.05.028.
- Stehman, S. V. (1997). Selecting and interpreting measures of thematic classification accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 62(1), 77-89. 10.1016/S0034-4257(97)00083-7.
- Steinke T. D. (1975). Some factors affecting dispersal and establishment of propagules of *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. In: *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves*. Gainesville, USA, University of Florida, 402-414.
- Stromann, O., Nascetti, A., Yousif, O., & Ban, Y. (2020). Dimensionality reduction and feature selection for object-based land cover classification based on Sentinel-1 and Sentinel-2 time series using Google Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(1). 10.3390/rs12010076.
- Sultan, B., Janicot, S., & Diedhiou, A. (2003) « La dynamique de la mousson ouest-africaine. Partie I : documentation de la variabilité inter-saisonnière », *Journal of Climate*, 21, 3389–3406.
- Sundstrom, S. M., Angeler, D. G., Garmestani, A. S., Garcia, J. H., & Allen, C. R. (2014). Transdisciplinary application of cross-scale resilience. *Sustainability*, 6(10), 6925-6948.
- Taïbi A. N., Ballouche A., Barry M. E. H. (2014). La mangrove du bas delta du Fleuve Sénégal en Mauritanie. Caractérisation d'une dynamique progressive aux ressorts mal connus. In: *Les zones humides de Madagascar. Communication au congrès, Antsirabe, Madagascar, juin 2014, Centre national de recherches en environnement (CNRE)*.
- Taïbi, A.N. (2015) *Désertification et dégradation. Ré-interrogation des concepts à la lumière d'exemples africains*. Habilitation à Diriger des Recherches (HDR), Université d'Angers, Angers.
- Taureau, F. (2017). *Cartographie Harmonisée des Mangroves de L'outre-Mer Français*. Thèse de Doctorat. Sciences de L'environnement; Université de Nantes (UNAM), Nantes, France.
- Taureau, F. (2018). *Évaluation des Données Sentinel Pour la Mise en Place D'un Système de Surveillance des Mangroves à Mayotte*. Université de Nantes: Nantes, France.
- Taureau, F., Robin, M., Proisy, C., Fromard, F., Imbert, D., & Debaine, F. (2019). Mapping the mangrove forest canopy using spectral unmixing of very high spatial resolution satellite images. *Remote Sensing*, 11(3). 10.3390/rs11030367.
- Temudo, M. P., Figueira, R., & Abrantes, M. (2015). Landscapes of bio-cultural diversity: shifting cultivation in Guinea-Bissau, West Africa. *Agroforestry Systems*, 89(1), 175-191. 10.1007/s10457-014-9752-z.

- Thom, B. G. (1967). Mangrove Ecology and Deltaic Geomorphology: Tabasco, Mexico. *Journal of Ecology*, 55, 301-343.
- Thom, B.G. (1982) "Mangrove ecology: a geomorphological perspective." In: Clough, B.E. (Ed.), *Mangrove ecosystems in Australia, structure, function and management*. A.N.U. Press, Canberra.
- Thoma, D.P.; Munson, S.M.; Irvine, K.M.; Witwicki, D.L.; Bunting, E.L. (2016). Semi-arid vegetation response to antecedent climate and water balance windows. *Appl. Veg. Sci.*, 19, 413–429.
- Thomas, C.D., (2010). Climate, climate change and range boundaries. *Diversity and Distributions* 16, 488–495. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00642.x>
- Thomas, N., Bunting, P., Lucas, R., Hardy, A., Rosenqvist, A., & Fatoyinbo, T. (2018). Mapping Mangrove Extent and Change: A Globally Applicable Approach. *Remote Sensing*, 10, 1466. 10.3390/rs10091466.
- Thomas, N., Lucas, R., Bunting, P., Hardy, A., Rosenqvist, A., & Simard, M. (2017). Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. *PloS one*, 12(6), e0179302.
- Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M.B., Berry, P.M., Cabeza, M., Guisan, A., ... Zimmermann, N.E. (2008). Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9, 137-152.
- Tomlinson, P.B. (1986) *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press, Cambridge, 419.
- Tomlinson, P.B. (1994) *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Turner, M.G., Romme, W.H., Gardner, R.H., O'Neill, R.V., Kratz, T.K.. (1993). A revised concept of landscape equilibrium: Disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology* 8, 213–227.
- UNCCD (1994) *United Nations Convention to Combat Desertification in Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa*. A/AC.241/27, Paris.
- USGS. (2016). West Africa: land use and land cover dynamics. Available at: <https://eros.usgs.gov/westafrica/mangrove>.
- Valderrama-Landeros, L., Flores-de-Santiago, F., Kovacs, J. M., & Flores-Verdugo, F. (2018). An assessment of commonly employed satellite-based remote sensors for mapping mangrove species in Mexico using an NDVI-based classification scheme. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(1), 23. 10.1007/s10661-017-6399-z.
- Valderrama-Landeros, L., Flores-Verdugo, F., Rodríguez-Sobreyra, R., Kovacs, J. M., & Flores-de-Santiago, F. (2021). Extrapolating canopy phenology information using Sentinel-2 data and the Google Earth Engine platform to identify the optimal dates for remotely sensed image acquisition of Semiarid Mangroves. *Journal of Environmental Management*, 279, Article 111617. 10.1016/j.jenvman.2020.111617.
- Valiela I., Bowen J. L., York J. K. (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. *Bioscience*, 51, 807-815.
- Van der Stocken, T., & Menemenlis, D. (2017). Modelling mangrove propagule dispersal trajectories using high-resolution estimates of ocean surface winds and currents. *Biotropica*, 49, 472-481. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12440>.

- Van der Stocken, T., Wee, A.K.S., De Ryck, D.J.R., Vanschoenwinkel, B., Friess, D.A., Dahdouh-Guebas, F., Simard, M., Koedam, N., & Webb, E.L. (2019). A general framework for propagule dispersal in mangroves. *Biological Reviews*, 94, 1547-1575. DOI: 10.1111/brv.12514.
- Vieillefon J. (1977). Les sols des mangroves et des tannes de Basse Casamance (Sénégal). Paris, France, Éditions de l'ORSTOM, coll. Mémoires, 83, 298 p.
- Villanueva, M.C., 2015. Contrasting tropical estuarine ecosystem functioning and stability: A comparative study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* March 2015, Volume 155, Pages 89-103. <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.ecss.2014.12.044>
- Vischel, T., Lebel, T., Panthou, G., Quantin, G., Rossi, A., & Martinet, M. (2015). Chapitre 2. Le retour d'une période humide au Sahel ? : Observations et perspectives. In Sultan, B., Lalou, R., Amadou Sanni, M., Oumarou, A., & Soumaré, M. A. (Eds.), *Les sociétés rurales face aux changements climatiques et environnementaux en Afrique de l'Ouest*. IRD Éditions. doi: 10.4000/books.irdeditions.8937
- Vizcaya-Martínez, D. A., Flores-de-Santiago, F., Valderrama-Landeros, L., Serrano, D., Rodríguez-Sobreyra, R., Álvarez-Sánchez, L. F., ... & Flores-Verdugo, F. (2022). Monitoring detailed mangrove hurricane damage and early recovery using multisource remote sensing data. *Journal of Environmental Management*, 320 (October), Article 115830. 10.1016/j.jenvman.2022.115830.
- Waldock, C., Stuart-Smith, R. D., Albouy, C., Cheung, W. W. L., Edgar, G. J., Mouillot, D., Tjiputra, J., & Pellissier, L. (2022). A Quantitative Review of Abundance-Based Species Distribution Models. *Ecography*, 2022(1).
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., & Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and society*, 9(2).
- Walters, B. B., Rönnbäck, P., Kovacs, J. M., Crona, B., Hussain, S. A., Badola, R., ... & Dahdouh-Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 220-236.
- Walton, M. E., Samonte-Tan, G. P., Primavera, J. H., Edwards-Jones, G., & Le Vay, L. (2006). Are mangroves worth replanting? The direct economic benefits of a community-based reforestation project. *Environmental conservation*, 33(4), 335-343.
- Wang, D., Wan, B., Qiu, P., Yanjun, S., Guo, Q., Wang, R., ... & Xincan, W. (2018). Evaluating the performance of Sentinel-2, Landsat 8 and Pléiades-1 in mapping mangrove extent and species. *Remote Sensing*, 10(9). 10.3390/rs10091468.
- Wang, L., Jia, M., Yin, D., & Tian, J. (2019). A review of remote sensing for mangrove forests: 1956–2018. *Remote Sensing of Environment*, 231 (September), Article 111223. 10.1016/j.rse.2019.111223.
- Wang, L., Sousa, W.P., & Gong, P. (2004). Integration of object-based and pixel-based classification for mapping mangroves with IKONOS imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 5655–5668.
- Wang, X., Wang, L., Tian, J., & Shi, C. (2021). Object-based spectral-phenological features for mapping invasive *Spartina Alterniflora*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 101, Article 102349. 10.1016/j.jag.2021.102349.

- Weigel, J. Y., & Dahou, T. (2007). La gouvernance locale et ses impasses. In J. Y. Weigel, F. Féral, & B. Cazalet (Eds.), *Les aires marines protégées d'Afrique de l'Ouest : gouvernance et politiques publiques* (pp. 141-166). Presses Universitaires de Perpignan.
- White, P. S., & Jentsch, A. (2001). The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in botany: Genetics physiology systematics ecology*, 399-450.
- White, P.S. and Pickett, S.T.A. (1985) *Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction*. In: *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*, Academic Press, Orlando, 3-16.
<http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-08-050495-7.50006-5>
- Wilkie M. L., Fortuna S. (2003). Status and trends in mangrove area extent worldwide. Rome, Italy, FAO, Forest Resources Assessment Working Paper, 63.
- Wylie, L., Sutton-Grier, A. E., & Moore, A. (2016). Keys to successful blue carbon projects: lessons learned from global case studies. *Marine Policy*, 65, 76-84.
- Xiao, H., Fenzhen, S., Dongjie, F., Lyne, V., Liu, G., Pan, T., & Teng, J. (2021). Optimal and robust vegetation mapping in complex environments using multiple satellite imagery: application to mangroves in Southeast Asia. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 99, Article 102320. 10.1016/j.jag.2021.102320.
- Ximenes, A.C., Ponsoni, L., Lira, C.F., Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2014). Seasonal atmospheric and oceanographic factors influencing poleward mangrove expansion in the southeastern American coast. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111, 723-727. DOI: 10.1073/pnas.1315800111
- Yang, L. H., J. L. Bastow, K. O. Spence, and A. N. Wright. (2008). What can we learn from resource pulses? *Ecology* 89: 621–634.
- Yuan, L., Chen, Y.-H., Wang, H., Cao, H.-B., Zhao, Z.-Y., Tang, C.-D., & Zhang, L.-Q. (2020). Windows of opportunity for salt marsh establishment: the importance for salt marsh restoration in the Yangtze Estuary. *Ecosphere*, 11(7), e03180. DOI: 10.1002/ecs2.3180.
- Yuvaraj, E.; Dharanirajan, K.; Saravanan, N.; Karpoorasundarapandian, N. (2014). Evaluation of Vegetation density of the Mangrove forest in South Andaman Island using Remote Sensing and GIS techniques. *Int. Res. J. Environ. Sci.*, 3, 19–25.
- Zanaga, D., Van De Kerchove, R., De Keersmaecker, W., Souverijns, N., Brockmann, C., Quast, R., ... & Tsendbazar, N. (2021). *ESA WorldCover 10 M 2020 V100*. VITO. Available at: <https://edepot.wur.nl/576022>.
- Zhang, X., Treitz, P. M., Chen, D., Quan, C., Shi, L., & Li, X. (2017). Mapping mangrove forests using multi-tidal remotely-sensed data and a decision-tree-based procedure. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 62 (October), 201-214. 10.1016/j.jag.2017.06.010.
- Zhao, C., & Qin, C. (2020). 10-m-resolution mangrove maps of China derived from multi-source and multi-temporal satellite observations. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 169 (November), 389-405. 10.1016/j.isprsjprs.2020.10.001.

Zhou, J., Jia, L., Menenti, M., Van Hoek, M., Lu, J., Zheng, C., ... & Yuan, X. (2021). Characterizing vegetation response to rainfall at multiple temporal scales in the Sahel-Sudano-Guinean region using transfer function analysis. *Remote Sensing of Environment*, 252, 112108.

Zhu, Z., & Woodcock, C. E. (2014). Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 144, 152-171

Liste des figures

Figure 1.1. Distribution mondiale des mangroves (Bunting et al., 2022)	12
Figure1.2. Diversité des paysages d'un écosystème de mangrove au sein d'un estran.....	13
Figure1.3. Diversité spécifique des forêts de mangrove dans le monde (<i>Spalding et al., 2011</i>)	14
Figure1.4. Morphologies et stratégies de dépôt des propagules. a) <i>Rhizophora mangle</i> et b) <i>Avicennia germinans</i> (<i>Lombard, 2018</i>).....	16
Figure1.5. Racines échasses d'un <i>Rhizophora mangle</i>	17
Figure1.6. Pneumatophores aux pieds d' <i>Avicennia germinans</i> (<i>Lombard, 2021</i>)	18
Figure1.7. Transect chenal - terre ferme et distribution de la végétation dans la mangrove du Sénégal dans le delta du Saloum au nord et en Casamance au Sud (<i>d'après Diop, 1986 modifié par Lombard, 2023</i>).....	19
Figure1.8. Reboisement de <i>Rhizophora mangle</i> dans le Delta du Saloum. À gauche, plantation en bonne santé, à droite, plantation en dépérissement (<i>illustration de Devaney et al., 2021</i>	20
Figure 1.9. Limites et étendues des aires protégées dans le Saloum.....	22
Figure1.10. Coupe de bois de mangrove sur des <i>Rhizophora mangle</i> en bord chenal accessible en pirogue (<i>Lombard, 2019</i>)	23
Figure1.11. Usages du bois de mangrove du genre <i>Rhizophora ssp.</i> a) Séchage de bois à destination d'une construction de clôture b) Clôture et abri d'un lieu sacré et c) récolte des tiges longilignes de <i>Rhizophora racemosa</i> (<i>Lombard, 2019</i>)	24
Figure1.12. Précipitations de la saison des pluies de juin à octobre dans la bande sahélienne – écarts par rapport à la moyenne, 1900-2017 (<i>Université de Washington, Joint Institute for the Study of the Atmosphere and Ocean, 2017</i>).....	27
Figure1.13. Disposition des reboisements de <i>Rhizophora ssp.</i> (<i>Andrieu, 2018</i>).....	32
Figure1.14. Attributs permettant de caractériser une perturbation (<i>White et Jentsch, 2001</i>) in <i>Gunnell (2009)</i>	36
Figure 1.15. Paysage hypothétique de stabilité dans un système bidimensionnel, caractérisé par des vallées et des sommets.....	39
Figure 1.16. Modèle des montagnes russes.	40
Figure1.17. Les quatre attributs de la résilience à leur relation à différentes échelles..	42
Figure1.18. Organigramme de la méthodologie générale de cette thèse.....	47
Figure2.1. Modèle zonal du climat et la végétation en Afrique de l'Ouest. (<i>Nicholson, 2018</i>)	49
Figure2.2. Variations des précipitations dans la région sahélo-soudanienne de l'Afrique de l'Ouest au cours des XIXe et XXe siècles :	51
Figure2.3. Évolution de la pluviométrie annuelle moyenne dans les bassins versants de la Sénégalie et du Niger Moyen entre 1951 et 2013. (<i>Descroix et al., 2015</i>).....	52
Figure2.4. Salinité (g/L) en fonction de la distance à l'embouchure dans les hydrosystèmes du Saloum et de la Gambie. (D'après <i>Panfili et al., 2006</i>). Les valeurs de salinité en fonction de la distance à l'embouchure montrent le caractère inversé du Saloum tandis que la Gambie observe un fonction « normal » grâce à son apport fluvial.	55
Figure 2.5. Évolution conjointe de la salinité des eaux et de la pluviométrie dans le Saloum à Kaolack	59
Figure 2.6. Carte de localisation Saloum et de la Casamance.....	66
Figure2.7. Transect d'observation des mangroves en régénération.....	68
Figure2.8. Jeunes <i>Avicennia germinans</i> au milieu de taches de <i>Sesuvium portulacastrum</i>	71

Figure 2.9. Taux de recouvrement, en 2018, des sites de progression de la mangrove entre 2001 et 2015.....	72
Figure 2.10. Effectifs par espèces et par type de physionomies.....	73
Figure 2.11. Rejets de souche d' <i>Avicennia germinans</i>	74
Figure 2.12. Jeune pousse d' <i>Avicennia germinans</i> au milieu de l'estran	75
Figure 2.13. Jeune pousse d' <i>Avicennia germinans</i> au milieu de l'estran	76
Figure 2.14. Processus de fixation d'une propagule d' <i>Avicennia germinans</i>	77
Figure 2.15. Nuage de points entre salinité et taux de flottaison de propagules d' <i>Avicennia germinans</i>	78
Figure 2.16. Série temporelle de précipitations de deux stations météorologiques (Ziguinchor et Kaolack) et hypothèses sur les seuils liés à la germination.	79
Figure 3.1. Site d'étude et inventaire sur le terrain pour le zonation des mangroves.....	93
Figure 3.2. Organigramme de l'approche proposée.	98
Figure 3.3. Estimation du paramètre d'échelle à l'échelle régionale.	100
Figure 3.4. Courbes de réflectances spectrales pour l'eau, les mangroves et les tannes sélectionnées pour le démixage spectral linéaire.	102
Figure 3.5. Classifications Random Forest utilisant les données Sentinel-1 et Sentinel-2 (à gauche) à partir d'un ensemble de données optimal.	108
Figure 3.6. Exemple de correction de l'approche RF-OBIA +LSU.	110
Figure 3.7. Échelle de segmentation optimale pour détecter des formations végétales homogènes	112
Figure 3.8. Modèles phénologiques annuels de zonation des mangroves.....	114
Figure 3.9. Classes retenues pour la zonation de la mangrove.....	116
Figure 3.10. Probabilité de confusion entre classes selon les valeurs de fraction végétale issues du démixage spectral linéaire.	119
Figure 4.1. Localisation des mangroves dans le delta du Saloum (1) et l'estuaire de la Casamance (2) et zones d'étude.....	133
Figure 4.2. Signature spectrale des cinq classes de couverture terrestre. Les signatures spectrales ont été calculées sur chaque scène Landsat, aux deux dates et sur chaque zone. Les valeurs sur l'axe des y représentent la réflectance moyenne pour chaque classe.....	137
Figure 4.3. Image Google Earth (GE) à très haute résolution pour la photo-interprétation des trois formations végétales.	141
Figure 4.4. Répartition des échantillons de validation pour la classification de la zonation des mangroves (gauche : Saloum ; droite : Casamance).	142
Figure 4.5. Organigramme méthodologique pour cartographier les changements de zonation de la mangrove.....	143
Figure 4.6. Changement d'occupation du sol et contribution des classes au changement de superficie entre 2000 et 2018 au Saloum (a) et en Casamance (b).	147
Figure 4.7. Évolution des superficies des formations de mangrove entre 2000 et 2018 au Saloum et en Casamance.	148
Figure 4.8. Synthèse des principales dynamiques des surfaces de mangrove dans le processus de changement : (a) Saloum et (b) Casamance (les tailles relatives des symboles indiquent l'importance des zones de mangrove incluses dans la dynamique locale).....	151

Figure 4.9. Contribution des dynamiques à la diffusion contiguë des zones de mangrove (les proportions et contributions ont été évaluées et calculées par rapport aux superficies totales des gains respectivement dans les mangroves du Saloum et de la Casamance).....	153
Figure 5.1. Zone d'étude et stations d'échantillonnages réparties de manière aléatoire.....	164
Figure 5.2. Photographies illustrant les motifs paysagers typiques de l'écosystème de mangrove du Saloum :	165
Figure 5.3. Organigramme méthodologique de la spatialisation de l'abondance des espèces de mangroves.	170
Figure 5.4. Organigramme méthodologique de la spatialisation des dynamiques interannuelles des caractéristiques physiologiques et floristiques de la mangrove.....	173
Figure 5.5. Ajustement du modèle par rapport aux données observées.	176
Figure 5.6. Répartition des espèces végétales dominantes dans le Delta du Saloum.	177
Figure 5.7. Ajustement des modèles RF pour le taux de couverture (à gauche) et des modèles Hurdle pour l'abondance de <i>Rhizophora mangle</i> (à droite) par rapport aux données observées.....	180
Figure 5.8. Années où des gains ont été détectés indiquent une augmentation de la couverture de la mangrove.....	181
Figure 5.9. Années où des pertes ont été détectées indiquent une diminution de la couverture de la mangrove.....	182
Figure 5.10. Dynamiques spatio-temporelles de la mangrove entre 1999 et 2021.....	183
Figure 5.11. Modèles temporels de zonation de la mangrove entre 1999 et 2021.....	184
Figure 5.12. Nombre de pixels de progression en fonction du taux de croissance annuel du taux d'occupation	186
Figure 5.13. Contribution des espèces dans (a) la colonisation des mangroves, (b) par date de colonisation, (c) dans différentes transitions et réorganisations de la mangrove, et (d) dans différents taux de croissance des populations.	187
Figure 5.14. Fronts de progression (en mètres) des mangroves entre 1999 et 2021. Le panneau (a) montre la proportion d'espèces en fonction de la distance par rapport au front de progression...	188
Figure 6.1. Débris de bois morts jouant le rôle de piège pour une propagule d' <i>Avicennia germinans</i> . (Lombard, 2021).....	194
Figure 6.2. Configurations des expérimentations	197
Figure 6.3. Protocole d'expérimentation in-situ sur l'estran.....	199
Figure 6.4. Photographie du transect et de la disposition des propagules	200
Figure 6.5. Photographie de l'expérience en mesocosmes	201
Figure 6.6. Répartitions des effectifs par classes d'âges pour <i>Rhizophora mangle</i> et <i>Avicennia germinans</i>	207
Figure 6.7. Observations d'encensements de propagules d' <i>Avicennia germinans</i>	208
Figure 6.8. Série temporelle des précipitations de deux stations météorologiques de Ziguinchor (trait discontinu) et Kaolack (trait continu).	209
Figure 6.9. Précipitations annuelles cumulées (en ordonné en mm) à la fin de chaque mois de saison	211
Figure 6.10. Localisation des germinations et précipitations journalières associées.	213
Figure 6.11. Fenêtre d'opportunités temporelle pluviométrique.....	217
Figure 7.1. Exemples de distribution des <i>Avicennia germinans</i> sur les estrans dans le delta du Saloum.	222
Figure 7.2. Système hydrologique du Delta du Saloum au Sénégal.....	225

Figure 7.3. Évaluation du modèle.....	230
Figure 7.4. Série temporelle annuelle de la salinité des eaux.....	231
Figure 7.5. Trajectoire des cumuls pluviométriques présentant des populations d' <i>Avicennia germinans</i>	238
Figure 8.1. Dynamique des surfaces de mangrove du Delta du Saloum entre 1984 et 2019.....	247
Figure 8.2. Coïncidence des plus faibles salinités avec les taux de changement de surfaces.	248
Figure 8.3. Effet de la rupture de la flèche sableuse de Sangomar sur les salinités des eaux.	250
Figure 8.4. Modèle des montagnes russes synthétisant la métastabilité de la mangrove du Saloum.	254

Liste des tableaux

Tableau 1.1. Les différents statuts de protection attribués à la mangrove du Delta du Saloum	21
Tableau 2.1. Propriétés climatiques approximatives de quatre régions végétales situées en Afrique de l'Ouest.....	50
Tableau 2.2. Aperçu des données de la campagne 2003	67
Tableau 2.3. Aperçu des données de la campagne 2017-2018	69
Tableau 2.4. Comparaison des salinités des eaux du Saloum et du Casamance en fin de saison des pluies (en ‰ de salinité).....	81
Tableau 2.5. Synthèse des correspondances entre pluviosité, salinité et reproduction entre les deux deltas et les trois périodes.....	83
Tableau 3.1. Caractéristiques des données Sentinel-1 et Sentinel-2.	94
Tableau 3.2. Dates d'observations des pixels Sentinel-2 sans nuages.	94
Tableau 3.3. Une liste de variables initiales pour le niveau de classification 1 (mangrove et couverture terrestre).....	96
Tableau 3.4. Scores évaluant l'exactitude des classifications et leur impact sur la quantification des types d'occupation du sol.	109
Tableau 3.5. La matrice d'erreur pour la période (2019-2021) utilisant une approche de classification Naïve Bayes sur des objets stables. (les résultats sont exprimés en proportion).....	118
Tableau 3.6. Intervalles d'incertitude pour l'attribution de classes dans le temps en fonction des valeurs des fractions végétales. La fraction végétale est ici exprimée en pourcentage.	120
Tableau 4.1. Résumé des capteurs et produits utilisés dans l'étude et de leurs caractéristiques correspondantes.	135
Tableau 4.2. Récapitulatif de la partition pour les données d'entraînement et de validation de la classification (en pixels).	142
Tableau 4.3. Matrice de confusion pour la classification de la zonation des mangroves du Saloum (vérité terrain dans les lignes et images catégorielles dans les colonnes).	144
Tableau 4.4. Matrice de confusion pour la classification de la zonation des mangroves de la Casamance (vérité terrain dans les lignes et images catégorielles dans les colonnes).....	144
Tableau 4.5. Statistiques Kappa de la classification de la zonation des mangroves	145
Tableau 4.6. Différences entre les zones cartographiées et les estimations de superficie de la formation végétale et relation avec la marge d'erreur relative.....	146
Tableau 4.7. Matrice de transition pour les classes de zonation des mangroves dans le Saloum	149
Tableau 4.8. Matrice de transition pour la classe de zonage des mangroves en Casamance	149
Tableau 5.1. Descripteurs sélectionnés pour modéliser l'abondance des espèces.	168
Tableau 5.2. Paramètres retenus pour l'algorithme LandTrendr	172
Tableau 5.3. Les statistiques d'évaluation pour les modèles à une résolution spatiale de 10 m.	175
Tableau 5.4. Quantification des changements dans les taux moyens de couverture de mangrove en fonction des types de transitions.	185
Tableau 7.1. Nombre de jours consécutifs annuels moyens inférieurs ou supérieurs à différents seuils de salinité des eaux.	236
Tableau 7.2. Valeurs les plus probables pour des salinités inférieures à 20 psu.	237

