



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

ORLANDO INÁCIO JALANE

**OS IMPACTOS DO USO DA TERRA NA VARIAÇÃO ESPACIAL DOS ESTOQUES DE
CARBONO: IMPLICAÇÕES SOCIOECONÔMICAS PARA A CONSERVAÇÃO E
GESTÃO DOS MANGUEZAIS DE MACHANGULO EM MAPUTO, MOÇAMBIQUE**

FORTALEZA

2025

ORLANDO INÁCIO JALANE

OS IMPACTOS DO USO DA TERRA NA VARIAÇÃO ESPACIAL DOS ESTOQUES DE
CARBONO: IMPLICAÇÕES SOCIOECONÔMICAS PARA A CONSERVAÇÃO E GESTÃO
DOS MANGUEZAIS DE MACHANGULO EM MAPUTO, MOÇAMBIQUE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Geografia da Universidade Federal do Ceará,
como requisito parcial à obtenção do título de
Doutor em Geografia. Área de concentração:
Dinâmica Territorial e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Edson Vicente Da Silva
Coorientador: Prof. Dr. Diógenes Félix da Silva
Costa

FORTALEZA

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

J27i

Jalane, Orlando Inácio.

Os impactos do uso da terra na variação espacial dos estoques de carbono : implicações socioeconômicas para a conservação e gestão dos manguezais de Machangulo em Maputo, Moçambique / Orlando Inácio Jalane. – 2025.

204 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Fortaleza, 2025.

Orientação: Prof. Dr. Edson Vicente da Silva.

Coorientação: Prof. Dr. Diógenes Félix da Silva Costa.

1. Manguezais. 2. Uso da terra. 3. Estoques de carbono. 4. Maputo - Moçambique. 5. Implicações socioeconômicas. I. Título.

CDD 910

ORLANDO INÁCIO JALANE

OS IMPACTOS DO USO DA TERRA NA VARIAÇÃO ESPACIAL DOS ESTOQUES DE
CARBONO: IMPLICAÇÕES SOCIOECONÔMICAS PARA A CONSERVAÇÃO E GESTÃO
DOS MANGUEZAIS DE MACHANGULO EM MAPUTO, MOÇAMBIQUE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Geografia da Universidade Federal do Ceará,
como requisito parcial à obtenção do título de
Doutor em Geografia. Área de concentração:
Dinâmica Territorial e Ambiental.

Aprovado em 26/09/2025

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Edson Vicente da Silva (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Diógenes Félix da Silva Costa (Coorientador)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Prof. Dr. Antônio Jeovah de Andrade Meireles
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Francisco Davy Braz Rabelo
Universidade do Estado do Amazonas (UEA)

Prof. Dr. Lúcio Correia Miranda
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Prof. Dr. Francisco Emerson Vale Costa
Universidade do Estado do Pará (UEPA)

Dedico este trabalho aos guardiões invisíveis da Terra aos povos e comunidades que, mesmo sem holofotes, cultivam a harmonia entre o viver e o preservar. Àqueles que conhecem os ciclos da lua, o tempo das marés, o silêncio dos ventos, e que mesmo diante da escassez, seguem plantando cuidado, colhendo esperança.

À Machangulo, terra de manguezais e memórias, onde mãos calejadas sustentam a vida com a mesma firmeza com que seguram redes e sonhos.

Que esta pesquisa seja sopro de reconhecimento, tributo à sabedoria que brota da convivência com a natureza e à coragem de quem insiste em defendê-la mesmo quando o mundo parece esquecer.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, pela vida e graça que me concedeu até este momento especial. Não poderia deixar de fazer uma referência especial às famílias Jalane e Cossa, pois foram a base de tudo, proporcionando-me forças mesmo nos momentos em que duvidei delas. Garanto-vos que vocês são extremamente importantes na minha vida. Sem a vossa presença, nada disso seria realidade, meus pais Inácio Jalane e Maria Chilaúle, meus irmãos Armindo, Estrela, José e Sérgio Jalane (in memoriam), Zeferino, meus filhos (Shelton Jalane, Miouke Jalane, Edmilison Jalane, Melanie Jalane e Liyan), o meu muito obrigado por aceitarem minha ausência em momentos importantes da vossa construção e crescimento.

Às pessoas e instituições que, direta ou indiretamente, contribuíram para que esta tese ganhasse corpo, e àquelas que ajudaram a transformar meu sonho em realidade, o meu sincero agradecimento.

À CAPES pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de estudo que. Sem o mesmo não seria possível esse momento que celebramos.

Aos meus orientadores, Prof. Dr. Edson Vicente da Silva e Prof. Dr. Diógenes Félix da Silva Costa, pela confiança e orientação, com os quais aprendi muito e continuo aprendendo.

A família do professor Cacau, que me recebeu em sua casa com amor e sempre esteve presente para me acolher. Mesmo longe de casa, me senti próximo, pois tive uma família por perto.

A minha família africana em Fortaleza, os irmãos de Moçambique (Mário Chakanza, José Manhiça, Samapio e o Eduardo), de Angola (Khokhy Sefo Maria Barros), da Guiné (Serafim Vaz, Lelo Gomes, Nestor Mendes, Antônio Correia Junior, Idrissa Djolo) que me receberam desde a primeira vez que pisei nessa terra maravilhosa de um povo super batalhador e acolhedor do Nordeste, particularmente os cearenses. Gente, o meu muito obrigado pelo apoio e pela amizade, que tenho certeza que durará para sempre.

À minha turma de Geografia, José Manhiça, o Khokito (Bruno Cecéu), saudades das nossas odisséias das sextas-feiras para aliviar o estresse e descansar a mente nos bares de Fortaleza, onde a conversa aleatória e o conhecimento científico que buscávamos se entrelaçavam a todo momento.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos, sem a qual não teria condições de realizar a pesquisa e muito

menos de sustentar minha estadia no Ceará.

À UFC, em particular ao Departamento de Geografia, por me admitir no Programa de Pós-Graduação em Geografia. Aos coordenadores desde os mais antigos até os atuais os professores Christian Dennys, Adryane Gorayeb Nogueira Caetano, Alexandre Queiroz Pereira, Jader de Oliveira Santos e Tiago Vieira Cavalcante pelo apoio e disponibilidade em sempre ajudar.

Agradecimentos especiais aos professores e funcionários da UFC, em particular do Departamento de Geografia, com destaque para todos os docentes do Programa de Pós-Graduação em Geografia, pela paciência e sabedoria na transmissão do conhecimento. Não menos importantes, agradeço a todos os funcionários do departamento pela constante disposição em ajudar.

Não poderia deixar de registrar meus sinceros agradecimentos ao Erandi Araújo e à Francisca Edilene. Enquanto estiveram na secretaria da pós-graduação, foram pessoas extraordinárias, sempre disponíveis para explicar e orientar em uma das minhas línguas “Kanimambo”, que significa o meu muito obrigado. Que estejam sempre prontos para ajudar em seus novos desafios.

Aos amigos e colegas do PPG, em especial dos laboratórios de Planejamento, Geoprocessamento e de Geomorfologia (LAGPLAN), agradeço a todos os seus membros pelo apoio incondicional prestado em várias e diferentes etapas desta minha longa (e ao mesmo tempo curta) estadia junto a vocês, bem como pelas ideias para o desenvolvimento da tese. Obrigado, gente!

Quero agradecer aos meus colegas do Instituto de Investigação Agrária de Moçambique (IIAM), o Eng. Jacinto Mafalacusser, Dr. Manuel Amane, Dr. Paulino Munisse, Dra. Carla Dovale, Jorge Francisco, José da Graça Tomo, Ausvaldo Mabjaia, Eng. Tembe, Pedro Macie, e todos os técnicos do laboratório de solos do IIAM e todos os funcionários da DARN, pelo apoio prestado durante todos os momentos da vida profissional e acadêmica.

Meus agradecimentos póstumos vão para duas pessoas maravilhosas que fizeram parte dessa jornada. Ao Prof. Dr. Carvalho École, por sua disponibilidade e apoio. Suas palavras ‘Vai estudar, meu filho, que do resto a gente cuida’ ainda ecoam em meus ouvidos, Kanimambo, ao anjo que agora se juntou a outros para continuar cuidando de nós. E ao meu amigo Bernardo Melecuane, que sempre esteve disponível para ajudar nos trabalhos de campo descanse em paz e prepare o nosso lugar, pois um dia nos encontraremos.

Os meus amigos Edmar Úmausse, Nelson Zandamela, Ariel Khadayle, Natércio Manhique, às famílias de Tchumene, pelo incentivo e por sempre perguntarem quando eu concluiria o curso. A todos os amigos construídos ao longo desse caminho e especial a gente de Machangulo (Eustácio Chalala e sua esposa, o chefe de posto de Machangulo o senhor Feliciano André e a comunidade no seu todo) que nos recebeu a mim e aos meu colega e amiga Ausavaldo Majaia com muito amor e nos ofereceram um lugar de estar e um prato de comida vai o meu muito obrigado.

Finalmente, quero agradecer à Felicidade da minha vida, esposa e amiga, que mesmo distante esteve ao meu lado em todos os momentos. Ainda me pergunto de onde ela tira tanta disposição e a capacidade de ver luz onde muitos só enxergam escuridão. Kanimambo!

RESUMO

Este estudo investiga os efeitos do uso da terra sobre a variabilidade espacial dos estoques de carbono e suas implicações socioeconômicas para a conservação e gestão dos manguezais de Machangulo, em Maputo, Moçambique. Esses ecossistemas desempenham um papel essencial na mitigação das mudanças climáticas, atuando como sumidouros de carbono altamente eficientes e fornecendo serviços ecossistêmicos fundamentais às comunidades costeiras. No entanto, a expansão urbana e a conversão de áreas para fins agrícolas e infraestrutura têm causado perdas significativas nos estoques de carbono, além de aumentar a vulnerabilidade das populações locais diante de eventos climáticos extremos. A pesquisa combina dados de campo, análises laboratoriais, sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica para estimar os estoques de carbono no solo e na biomassa em diferentes tipos de uso da terra. Os resultados demonstram que áreas sujeitas a perturbações antrópicas apresentam valores de carbono substancialmente mais baixos em comparação com áreas preservadas. Do ponto de vista social e econômico, observa-se uma forte dependência das comunidades costeiras em relação aos serviços ecossistêmicos dos manguezais, essenciais para a subsistência, geração de renda e proteção contra riscos ambientais. Os achados reafirmam a importância de estratégias de conservação integradas que considerem simultaneamente as dimensões ambiental, social e econômica. Políticas públicas voltadas para o uso sustentável da terra, o engajamento comunitário, a educação ambiental e a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos são ferramentas essenciais para fortalecer a resiliência costeira e garantir a sustentabilidade dos manguezais. Dessa forma, o estudo oferece subsídios para decisões de conservação mais eficazes, ressaltando a interconexão entre sequestro de carbono, biodiversidade e bem-estar humano.

Palavras-chave: manguezais; uso da terra; estoques de carbono; implicações socioeconômicas; Machangulo – Moçambique.

ABSTRACT

This study reviews land use impacts on spatial variation of soil and biomass carbon stocks and their socio-economic implications for the conservation and management of Machangulo mangroves, Maputo Province, Moçambique. These systems play a key role in mitigating climate changes, as they serve as strong sinks of carbon highly efficient and because they provide essential ecological services to coastal communities. Nevertheless, urban expansion and land conversion to agricultural and infrastructure purposes have caused serious losses of carbon stores, while further widening population vulnerability to climatic extreme events. The study combines field measurements, laboratory analyses, remote sensing, and geographic information systems to estimate soil and biomass carbon stocks in different land-use types. Results show that disturbed human-performed areas show substantially low values of carbon with respect to preserved ones. From a social and economic standpoint, it can be noted that coastal communities are highly reliant on mangrove ecological services for subsistence, income generation and protection from environmental risks. Results reinforce that integrative approaches to mangrove conservation that articulate with their environment, social and economic dimensions are fundamental to acknowledge coastal communities' reliance on these ecological services for their well-being. Policies geared towards sustainable land-use, community involvement, environmental education and economic valuation of ecological services can play a key role to strengthen coastal resiliency and ensuring that these mangroves sustain their functions over time. In that respect, it is possible to recognize that the study provides insights to better decisions for mangrove conservation, while unveiling interlinkages of carbon sequestration, biodiversity and human well-being.

Keywords: mangroves; land use; carbon stocks; socioeconomic implications; Machangulo – Mozambique.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Mapa de enquadramento geográfico e territorial do Posto Administrativo de Machangulo.	33
Quadro 1- Principais reuniões sobre mudança climática e os resultados alcançados.	36
Quadro 2- Principais conceitos no domínio dos estudos ecossistêmicos	49
Quadro 3 - Tipologia dos serviços ecossistêmicos segundo o MEA.....	52
Figura 2 - Estrutura de avaliação econômica	54
Figura 3 - Distribuição dos manguezais ao longo da costa moçambicana.	69
Figura 4 - Distribuição dos manguezais no PNQ – Cabo delegado.....	71
Figura 5 - Distribuição dos manguezais no Delta do Rio Zambeze.....	72
Figura 6 - Distribuição dos manguezais na Baía de Maputo – região sul de Maputo.	73
Figura 7 - Mapa da disposição geomorfológica da península de Machangulo.	90
Figura 8 - Mapa da disposição geomorfológica da península de Machangulo.....	93
Figura 9 - Temperatura e pluviosidade média mensal na estação meteorológica de Inhaca	96
Figura 10 - Mapa das Unidades de solos	98
Figura 11 - Mapa de uso e cobertura da terra do período de 2022.	101
Figura 12 - Delimitação das parcelas de amostragem	110
Figura 13 - Delimitação duma parcela em umas das três condições proposta para o estudo.	111
Figura 14 - Proposta de áreas de amostragem e monitoramento do sequestro de carbono	112
Figura 15 - Forno mufla para calcinação/ignição de amostras.	120
Figura 16 - Análise e colheita de Amostras de solos em diferentes profundidades	121
Figura 17 - Processo de análise laboratorial das amostras para a estimativa da textura.	122
Figura 18 - lógica sistêmica de valoração dos serviços ecossistêmicos.....	128
Figura 19 - Imagens aéreas da Parcela 1 status (SWP) ou Bom estado de conservação	131
Figura 20 - Imagens aéreas de drone da parcela 2 - SD ou altamente degradada.	132
Figura 21 - Imagens aéreas de drone da parcela 3– SR ou altamente degradada.....	133
Figura 22 - Distribuição do DAP por parcela.....	136
Figura 23 - Distribuição de carbono orgânico no solo (%) por parcela	138
Figura 24 - Perfil vertical de carbono orgânico no solo por parcela.....	139

Figura 25 - Boxplot dos estoques de C do solo por Parcela (0 – 150)-----	141
Figura 26 - Curva acumulada de SOC por profundidade - Machangulo-----	143
Figura 27 - Comparação integrado das parcelas e dá EM (Média Mg/ha)-----	144
Figura 28 - Mapa de variabilidade de estoques carbono no solo e de incerteza (0 -30 cm). -----	146
Figura 29 -Mapa de variabilidade de estoques carbono no solo nas profundidades 0 -150 cm--	148
Figura 30 - Estoque de carbono do solo (0–150 cm), expresso em tCO ₂ e/ha. -----	150
Figura 31 - Valor do SOC (US\$/ha) cenário 5/15/30 US\$·tCO ₂ e ⁻¹ -----	154
Figura 32 - Índice MCDA para prioridade de conservação/restauração dos manguezais nos diferentes cenários de preço.-----	156
Figura 33 - Estado ecológico da biodiversidade e estoque de carbono.-----	159
Figura 34 - Comparativo dos estoques de carbono na biomassa e solo das parcelas. -----	161

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Unidades geológicas em Km ² e percentual ocupado por unidade de mapeamento. __	91
Tabela 2 - Estoques de Carbono por parcela	134
Tabela 3 - Estoques de Carbono por estado da biomassa - parcela.....	135
Tabela 4 - Comparação dos estoques totais de carbono nas parcelas P1, P2 e P3	135
Tabela 5 - Estatísticas de carbono no solo por parcela.....	137
Tabela 6 - Estatísticas descritivas por parcela (0–150 cm)	140
Tabela 7 -Valoração dos estoques por cenário de preço (US\$·tCO ₂ e ⁻¹).	155
Tabela 8 - Estoques de carbono na biomassa e nos solos por Parcelas.	160

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

C	Carbono
CI	Conservation International
CO ₂	Dióxido de Carbono
GCF	Green Climate Fund (Fundo verde para o Clima)
GEE	Gases de Efeito Estufa
GEEN	Google Earth Engine
CMP	Meeting of the Parties to the Kyoto Protocol
COP	Conference of the Parties (Conferência das Partes)
EC	Ecossistemas Costeiros
EM	Ecossistema Manguezais
ENAMMC	Estratégia Nacional de Adaptação e Mitigação de Mudanças Climáticas
ENGM	Estratégia Nacional de Gestão de Manguezal
GCF	Green Climate Fund (Fundo Verde)
INDC	Intended Nationally Determined Contributions
IOC	Intergovernmental Oceanographic Commission
IPCC	Painel Intergovernamental para as Mudanças Climáticas
IPCE	Instituto Português da Conjuntura Estratégia
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MAE	Ministério de Administração Estatal
MC	Mudanças Climáticas
MCDA	Análise de Decisão Multicritério
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MITADER	Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural
MRV	Monitoring, Reporting and Verification
NAPA	Programa de Ação Nacional para Adaptação às Mudanças Climáticas

NDC's	Contribuições Nacionalmente Determinadas
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NRRI	The National Regulatory Research Institute
OMM	Organização Mundial da Meteorologia
PgC	Pentagrama de Carbono
PgCO ₂	Pentagrama de Dióxido de Carbono
PSA	Pagamentos de Serviços Ambientais
PSE	Pagamentos de Serviços Ecológicos
PNA	Política Nacional do Ambiente
PK	Protocolo de Kyoto
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
REDD+	Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation
REM	Reserva Especial de Maputo
RF	Random Forest
RMPO	Reserva Marinha da Ponta de Ouro
SD	State of Degradation (Parcela degradada)
SOC	Soil Organic Carbon (Carbono Orgânico do Solo)
SR	State of Restoration (Parcela em restauração)
SWP	State of Well Preserved (Parcela bem preservada)
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
tCO ₂	Toneladas de dióxido de Carbono
US\$	Dólar Americano
UNEP	United Nations Environment Programme

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	19
1.1	Contextualização do tema.....	26
1.2	Justificativa do tema de pesquisa.....	27
1.3	Objetivos da pesquisa.....	39
1.3.1	<i>Objetivos geral.....</i>	39
1.3.2	<i>Objetivos específicos.....</i>	39
1.4	Questionamento da pesquisa.....	30
1.5	Delimitação do estudo.....	31
1.6	Situação geográfica.....	31
2	REVISÃO DA LITERATURA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	34
2.1	Históricos das convenções e tratados no âmbito do desenvolvimento sustentável e mitigação das mudanças climáticas globais.....	34
2.2	O papel dos manguezais no ciclo global do carbono.....	40
2.3	O sequestro de carbono na mitigação da mudança climática.....	42
2.4	Conceitos e definições na temática do sequestro de carbono	44
2.4.1	<i>Sequestro de carbono florestal e dos solos.....</i>	44
2.4.2	<i>O sequestro de carbono nos solos.....</i>	46
2.5	Valoração económica de serviços ecossistêmicos.....	47
2.5.1	<i>Valoração econômica ambiental de manguezais.....</i>	55
2.5.2	<i>Sequestro de carbono como meio de valoração econômico e social.....</i>	58
2.6	Estoques de carbono em ecossistemas costeiros.....	58
2.7	Impactos do uso e cobertura da terra sobre os estoques de carbono.....	60
2.8	Implicações socioeconômicas da conservação de manguezais.....	62
2.9	Manguezais características, vulnerabilidades e os serviços ecossistêmicos.....	64
2.9.1	<i>Ecossistema manguezal em Moçambique.....</i>	67
2.9.2	<i>Diversidade do manguezal em Moçambique.....</i>	70
3	MOÇAMBIQUE OS PASSOS DA POLÍTICA AMBIENTAL.....	75
3.1	Estratégia de redução de emissões de carbono em Moçambique.....	77

3.2	Estratégia de adaptação as mudanças climáticas.....	80
3.3	Políticas e práticas de gestão de manguezais em Moçambique.....	82
3.3.1	<i>Práticas de gestão e iniciativas locais.....</i>	83
3.3.2	<i>Estratégia de gestão dos manguezais.....</i>	84
4	CARACTERÍSTICAS GERAIS DA PENÍNSULA DE MACHANGULO.....	87
4.1	Geologia e aspectos geomorfológicos de Machangulo.....	87
4.2	Clima e precipitação.....	94
4.3	Solos e vegetação.....	97
4.4	Aspectos demográficos.....	102
4.5	Comunidade de Machangulo aspetos sociais e econômicos.....	103
4.6	Pressões antropogênicas e mudanças no uso da terra.....	105
5	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS DA PESQUISA.....	107
5.1	Materiais e métodos da pesquisa.....	107
5.1.1	<i>Área de manguezais de Machangulo.....</i>	108
5.1.2	<i>Estratégia de pesquisa.....</i>	109
5.2	Modelagem e mapeamento de valores sociais e econômicos dos ecossistemas de manguezais.....	113
5.2.1	<i>Sensoriamento remoto e sig.....</i>	113
5.3	Avaliação da capacidade de armazenamento de carbono dos ecossistemas de manguezais em seus solos e biomassa.....	114
5.3.1	<i>Coletas de amostras de sol.....</i>	114
5.3.2	<i>Biomassa acima e abaixo do solo.....</i>	115
5.3.3	<i>Estimativa de carbono no solo.....</i>	118
5.3.4	<i>Fracionamento da matéria orgânica do solo por calcinação (loss-on-ignition, loi)</i>	119
5.3.5	<i>Conversão e valoração do carbono e análise multicritério (mcda).....</i>	123
5.3.6	<i>Avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos.....</i>	126
5.3.7	<i>Impacto da organização comunitária.....</i>	129
5.3.8	<i>Análises de dados.....</i>	130
6	RESULTADOS DA PESQUISA.....	130

6.1	Características gerais das parcelas.....	131
6.2	Padrões espaciais dos estoques de carbono em Machangulo.....	133
6.2.1	<i>Carbono acima do solo (biomassa).....</i>	133
6.2.2	<i>Variabilidade espacial dos estoques de carbono no solo.....</i>	137
6.3	Variabilidade de carbono no ecossistema manguezal de Machangulo.....	142
6.3.1	<i>Contextualização dos cenários de preço do carbono.....</i>	149
6.3.2	<i>Valoração econômica dos estoques de carbono.....</i>	152
6.3.3	<i>Validação dos resultados observados.....</i>	157
6.4	Relação entre o uso da terra e a variação dos estoques de carbono	157
6.5	Impactos socioeconômicos do manejo sustentável dos manguezais	161
6.6	Recomendações para a gestão e conservação	162
6.7	Estoque de carbono e potencial econômico no manguezal de Machangulo	164
7	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	166
7.1	Relação entre uso da terra e estoques de carbono.....	166
7.2	Impactos socioeconômicos do manejo sustentável dos manguezais.....	167
7.3	Implicações para políticas públicas e gestão ambiental.....	168
7.3.1	<i>Alinhamento com instrumentos de política climática global.....</i>	169
7.3.2	<i>Economia dos ecossistemas e mecanismos de financiamento.....</i>	170
7.3.3	<i>Fortalecimento institucional e governança multinível.....</i>	170
7.4	Recomendações para a gestão e conservação dos manguezais de Machangulo.	171
7.4.1	<i>Gestão diferenciada por estado de conservação.....</i>	171
7.4.2	<i>Monitoramento espacial e planejamento baseado em evidências.....</i>	172
7.4.3	<i>Inserção em mecanismos de financiamento verde.....</i>	172
8	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES.....	174
8.1	Conclusão e recomendações.....	175
8.2	Recomendações para futuras pesquisas.....	175
	REFERÊNCIAS.....	176
	APÊNDICE A - MAPA DE VARIABILIDADE DE ESTOQUES CARBONO DO SOLO E DA INCERTEZA NA PROFUNDIDADE 0 -15CM.....	196
	APÊNDICE B - MAPA DE VARIABILIDADE DE ESTOQUES CARBONO	

DO SOLO E DA INCERTEZA NA PROFUNDIDADE 15 -30 CM.....	197
APÊNDICE C - MAPA DE VARIABILIDADE DE ESTOQUES CARBONO	
DO SOLO E DA INCERTEZA NA PROFUNDIDADE 30 -60 CM.....	198
APÊNDICE D - MAPA DE VARIABILIDADE DE ESTOQUES CARBONO	
DO SOLO E DA INCERTEZA NA PROFUNDIDADE 60 -100 CM.....	199
APÊNDICE E - MAPA DE VARIABILIDADE DE ESTOQUES CARBONO	
DO SOLO E DA INCERTEZA NA PROFUNDIDADE 100 -150 CM.....	200
APÊNDICE F - FORMULÁRIO DE LEVANTAMENTO DE CAMPO.....	201

1 INTRODUÇÃO

O crescimento contínuo da economia global, com taxas médias entre 3% e 4% ao ano, tem resultado na duplicação do produto mundial a cada duas décadas. Apesar de representar avanços significativos no desenvolvimento econômico, esse ritmo de expansão impõe pressões cada vez maiores sobre os ecossistemas terrestres, o clima e os oceanos, evidenciando a urgência de conciliar crescimento econômico com sustentabilidade ambiental (Sachs, 2015). Desde a Conferência de Estocolmo, em 1972¹, os impactos das atividades humanas sobre o planeta têm se intensificado de maneira exponencial, ameaçando não apenas os ecossistemas naturais, mas a própria sobrevivência humana.

Segundo projeções do IPCC-AR5, em um cenário pessimista, o aumento contínuo das emissões de gases de efeito estufa (GEE) pode elevar a temperatura global entre 2,6°C e 4°C até o final do século XXI (2010–2100), com consequências potencialmente devastadoras para a vida humana e para os ecossistemas. Nas últimas cinco décadas, a humanidade modificou os ecossistemas em um ritmo sem precedentes, provocando perdas significativas e, em muitos casos, irreversíveis de biodiversidade (IPCC, 2014; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Embora exista um entendimento crescente de que a redução substancial das emissões nas próximas décadas pode mitigar os riscos climáticos e favorecer a adaptação sustentável (Capra, 1996; IPCC, 2014), permanece incerta a capacidade coletiva de diminuir a exploração intensiva dos recursos naturais. A crise ambiental global manifesta-se em uma série de problemas socioambientais que comprometem a biosfera e correm o risco de se tornarem irreversíveis. Fenômenos como erosão, elevação do nível do mar e perda de serviços ecossistêmicos afetam sobretudo países em desenvolvimento e comunidades costeiras com baixa capacidade adaptativa (Capra, 1996). Nesse contexto, torna-se fundamental uma ação coletiva orientada à proteção do bem comum, que una consciência ambiental e responsabilidade econômica.

Entre os ecossistemas mais ameaçados pelas atividades humanas estão os ecossistemas

¹ Em 1972, foi realizada em Estocolmo a primeira Conferência da Organização das Nações Unidas – ONU, sobre o meio ambiente, com foco nas políticas de desenvolvimento e uso sustentável dos recursos naturais que produziu o primeiro relatório sobre o ambiente “Nosso futuro comum” Relatório Brundtland.

costeiros, com destaque para os manguezais. Estudos recentes apontam que mais de 35% das áreas de manguezais e 25% dos recifes de corais já foram perdidos em escala global (Barbier et al., 2011). Essa degradação é especialmente preocupante considerando que as zonas costeiras concentram grande parte da população mundial e estão entre as mais vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas, como a erosão e o aumento do nível do mar (Sousa, 2019).

A adaptação das regiões costeiras, especialmente nos países em desenvolvimento, enfrenta sérias limitações devido à baixa resiliência das comunidades locais (IPCC, 2014b). Compreender a dinâmica desses ecossistemas, em especial o papel dos sumidouros naturais de carbono, tornou-se um tema central na agenda de mitigação das mudanças climáticas. Ecossistemas como os manguezais, os pântanos e as pradarias marinhas apresentam um elevado potencial de sequestro de carbono, principalmente em seus solos, o que os posiciona como elementos estratégicos no enfrentamento da crise climática (Howard *et al.*, 2017).

Nas últimas décadas, esses ambientes têm sofrido crescente pressão devido a eventos climáticos extremos e fenômenos naturais atípicos. Tais desafios reforçam a necessidade de uma abordagem integrada, capaz de considerar as interações entre fatores locais e globais de causa e efeito (Din *et al.*, 2017). A falta de conscientização sobre a importância dos processos ecossistêmicos e da biodiversidade para o bem-estar humano contribui para a visão equivocada de que a natureza é uma fonte inesgotável de recursos.

Entre os ecossistemas costeiros, os manguezais destacam-se como sumidouros de carbono altamente eficientes, com uma capacidade de sequestro até três ou quatro vezes superior à de florestas boreais, temperadas ou tropicais. Estima-se que armazenem cerca de 6,4 bilhões de toneladas métricas de carbono em seus solos, com um potencial de armazenamento até cinco vezes maior do que o das florestas tropicais de terras altas (Alongi, 2012; Donato et al., 2011). Essa eficiência está associada à alta produtividade dos manguezais e à baixa taxa de decomposição do material orgânico em seus solos saturados.

Estudos recentes apontam que cerca de 81.793 km² de áreas remanescentes de manguezais ao redor do mundo armazenam aproximadamente 4,23 petagramas de carbono (equivalente a mais de 4,2 bilhões de toneladas) em seus solos e biomassa. Esses estoques estão concentrados em apenas 25 países, que abrigam mais de 90% dos manguezais existentes (Jakovac *et al.*, 2020). A preservação desses ecossistemas tem o potencial de evitar a emissão de grandes quantidades de

carbono para a atmosfera estima-se que a proteção adequada dos manguezais possa reduzir entre 3,87 e 15,58 PgCO₂, contribuindo de forma significativa para a mitigação das mudanças climáticas (Guo et al., 2024).

Além de seu papel essencial no sequestro e armazenamento de carbono, os manguezais oferecem uma série de serviços ecossistêmicos indispensáveis. Eles atuam na contenção de inundações, na redução da erosão costeira e na proteção contra tempestades, além de funcionarem como berçário para diversas espécies marinhas e ajudarem na filtragem de poluentes (Sanderman *et al.*, 2018). No entanto, esses ecossistemas vêm sendo rapidamente degradados por ações relacionadas ao uso da terra, o que resulta na liberação do carbono previamente armazenado e no aumento das emissões de gases de efeito estufa (Siikamäki et al., 2013).

O carbono orgânico do solo (SOC – Soil Organic Carbon) é um elemento chave para a qualidade do solo, a disponibilidade de água e o desempenho das práticas agrícolas. As florestas, por sua vez, representam o maior reservatório de carbono terrestre, armazenando cerca de 77% do carbono presente na vegetação uma quantidade que chega a ser o dobro do carbono atualmente presente na atmosfera (Mantlana *et al.*, 2009).

Dessa forma, compreender e conservar os ecossistemas de manguezais é fundamental não apenas para a proteção da biodiversidade, mas também para a mitigação das mudanças climáticas e para o bem-estar das populações costeiras. Embora representem menos de 1% da cobertura florestal global, os manguezais possuem um notável potencial de sequestro de carbono conhecido como carbono azul. No entanto, esses ecossistemas vêm sendo submetidos a elevadas taxas de desmatamento, que variam entre 1% e 3% ao ano, o que representa uma ameaça contínua à sua integridade e à sua função ecológica (Alongi, 2014; Cusack *et al.*, 2018).

Diante dessas ameaças, torna-se evidente a necessidade de políticas públicas que incentivem a conservação, proteção e restauração dos ecossistemas costeiros como parte de estratégias integradas de mitigação e conservação, tanto em nível local quanto nacional e global (Hilmi *et al.*, 2023). A governança do carbono, nesse contexto, envolve uma teia complexa de interações entre diferentes esferas governamentais e setores da sociedade desde compromissos assumidos em acordos internacionais até políticas específicas de uso do solo em nível municipal (NRRI, 2022).

Para tornar a gestão dos manguezais mais eficaz, é essencial adotar novas abordagens de

avaliação dos estoques de carbono, levando em conta variáveis geográficas, biogeográficas e socioeconômicas. O papel dos manguezais transcende seu valor ecológico e econômico, eles são essenciais para a sustentabilidade das comunidades costeiras e para o equilíbrio climático global. Garantir sua preservação exige cooperação entre governos, cientistas e comunidades locais, com a integração de aspectos técnicos, sociais e econômicos na formulação de políticas de governança ambiental (Balliett, 2011).

É igualmente importante destacar o valor ecológico e econômico dos ecossistemas costeiros especialmente os manguezais dados sua posição estratégica na interface entre a terra e o mar. Esses ambientes constituem habitats fundamentais nas zonas tropicais e subtropicais, regiões onde os desafios associados à pobreza e ao crescimento populacional são mais acentuados, tornando urgente a implementação de estratégias de conservação eficazes (Alongi, 2011).

Apesar de sua relevância como potentes sumidouros de carbono, os chamados ecossistemas de carbono azul como os manguezais, as ervas marinhas e os pântanos de maré ainda enfrentam barreiras significativas para serem plenamente integrados aos principais acordos internacionais, como o REDD+² (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation). Essa limitação está associada, em grande parte, à escassez de pesquisas voltadas para o entendimento dos mecanismos de compensação pelos serviços ecossistêmicos prestados por esses ambientes às comunidades costeiras (Jakovac et al., 2020). Nesse sentido, é fundamental que a conservação, a proteção e a restauração dos ecossistemas de carbono azul sejam incorporadas de forma efetiva aos planos de mitigação e conservação climática, em diferentes escalas local, nacional e global (Hilmi et al., 2021).

A governança relacionada à redução das emissões de carbono envolve uma rede complexa e dinâmica de interações entre diferentes níveis de jurisdição desde administrações locais até instâncias internacionais, abrangendo desde grandes compromissos multilaterais até políticas locais, como códigos de uso do solo e normas de construção (NRRI, 2022).

Para aprimorar a gestão dos serviços ecossistêmicos dos manguezais, é fundamental propor

² REDD+ é um incentivo desenvolvido no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) para recompensar financeiramente países em desenvolvimento por seus resultados de Redução de Emissões de gases de efeito estufa provenientes do Desmatamento e da Degradação florestal, considerando o papel da conservação de estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal (+). Disponível em <http://redd.mma.gov.br/pt/pub-apresentacoes/item/82-o-que-e-redd>.

novas abordagens de avaliação dos estoques de carbono que considerem os limites territoriais, a escala espaço-temporal e a variabilidade decorrente de características geográficas, biogeográficas e socioeconômicas. Embora tradicionalmente os manguezais tenham sido manejados com foco na subsistência local, os modelos emergentes de governança devem promover parcerias entre os guardiões comunitários desses ecossistemas e os beneficiários externos dos serviços prestados (Din *et al.*, 2017). Para que esses modelos sejam eficazes, é necessário adotar uma abordagem que vá além das fronteiras naturais do ecossistema, integrando aspectos técnicos, econômicos, sociais, ambientais e legais no planejamento e manejo das áreas costeiras.

É fundamental promover o desenvolvimento de métodos inovadores, eficientes, acessíveis e de baixo custo para a avaliação dos serviços ecossistêmicos. Tais abordagens têm o potencial de reduzir as incertezas que ainda persistem quanto ao papel de determinados ecossistemas na provisão de serviços ambientais, bem como à forma como esses serviços são percebidos por diferentes atores sociais. Ao aprofundar essa compreensão, torna-se possível aprimorar mecanismos de compensação, como o pagamento por serviços ecossistêmicos (PSE) e iniciativas como o REDD+, especialmente em contextos que envolvem comunidades diretamente engajadas na conservação, manutenção e recuperação desses ambientes.

Além disso, a melhoria desses instrumentos pode contribuir significativamente para diminuir as incertezas relacionadas à extensão, à capacidade de armazenamento de carbono e aos desafios de monitoramento dos ecossistemas marinhos. Essa abordagem é essencial para entender os impactos das diferentes formas de intervenção humana sobre o meio ambiente e suas consequências na disponibilidade de serviços ecossistêmicos. Com isso, estabelece-se uma base mais sólida para decisões voltadas à mitigação de impactos negativos e à promoção de práticas sustentáveis.

É importante destacar que os serviços ecossistêmicos são interdependentes e que suas interações variam ao longo do tempo e entre diferentes escalas espaciais. Pesquisas recentes demonstram que a distribuição espacial desses serviços pode apresentar padrões de agrupamento e variações multiescalares, com relações sinérgicas identificadas tanto em escalas de grelha quilométrica quanto em escalas de sub-bacias hidrográficas (Foley *et al.*, 2005b; Raudsepp-Hearne, Peterson e Bennett, 2010).

Considerando essas dinâmicas complexas na análise dos benefícios dos serviços

ecossistêmicos e sua influência na demanda e oferta. Assim, torna-se possível adotar uma abordagem mais adequada para a contabilização e valoração dos serviços que a natureza presta à sociedade, evitando que os maiores beneficiados com o esgotamento do capital natural transfiram os custos para os mais pobres e para as gerações futuras, principalmente aqueles que mantêm intacto as suas florestas (TEEB, 2012).

É claramente evidente que as comunidades tradicionais dos países mais pobres, que são os mais dependentes da bondade da natureza, e, portanto, os que menos recursos adaptativos tem para fazer face a essas externalidades negativas da perda dos ecossistemas e das prováveis consequências. A grande parte de países costeiros de baixa renda, como os países do sul global, particularmente asiáticos e africanos representam um grande número das comunidades costeiras, cujo as suas vidas dependem do funcionamento pleno dos ecossistemas costeiros, principalmente dos EM.

As comunidades tradicionais costeiras de Moçambique estão intrinsecamente interligadas economicamente, socialmente e culturalmente com a flora e a fauna circundantes, assim como com os ciclos de maré e sazonalidade das interações da fauna e flora dos manguezais. Essas comunidades dependem dos recursos disponíveis nos ecossistemas manguezais são um dos maiores influenciadores das dinâmicas costeiras.

Moçambique, possui a terceira maior linha de costa em toda a África, com 2.700 km, ficando atrás apenas da Somália e da África do Sul. Localizado na costa oriental, o país abrange uma extensão de 850 km² (Hatton e Couto, 1992), e grande parte do seu território é ocupado por diversos ecossistemas florestais, e os manguezais são uma dessas variedades de ecossistemas encontrados em várias regiões da extensa linha de costa do país.

Segundo estudos sobre a distribuição das florestas de mangue no mundo realizado por (Giri et al., 2011), Moçambique é o 13º país do mundo em termos de riqueza de cobertura de áreas de mangue, com cerca de 318.851 hectares. O manguezal em Moçambique está distribuído ao longo da extensa faixa costeira, com a maior concentração nos principais estuários dos rios Zambeze, Save, localizados no sul, centro e norte do país.

As estimativas da perda dos manguezais em Moçambique no intervalo de 2002 a 2017 apontam para um desaparecimento de aproximadamente 617 ha, esses valores, que parecem insignificantes para a parcela de ocupação do mangue, mas se analisado pela quantidade de GEE

liberado para atmosfera o cenário torna-se assustador.

Segundo as estimativas feitas para os 15 países com mais perdas de ecossistemas de mangue, de onde faz parte Moçambique, esse conjunto de países foram responsáveis por liberação de cerca de 100% das emissões de GEE resultante do desflorestamento dos manguezais do total de 320,309,909 t CO₂ de uma área global de 1540.22 Km² de floresta perdida no mundo no período em análise (Jakovac et al., 2020). A contribuição de Moçambique neste intervalo analisado por estes autores era de aproximadamente a 257,455 tCO₂, isso para o cenário otimista de 25% de probabilidade, enquanto para o cenário mais pessimista pode ter atingido 1,029,819 tCO₂ de GEE.

Em Moçambique as comunidades costeiras dos estuários dependem da disponibilidade de recursos naturais dos ecossistemas dos manguezais para o seu sustento, desde a pesca, ao fornecimento do material de construção e no acesso do material combustível para o uso doméstico e da pequena indústria panificadora disponível em algumas das áreas (Serra, Dondeyne e Durang, 2012). Essas atividades são realizadas na maioria parte das vezes de forma insustentável o que tem impactado no EM, resultando no desaparecimento de populações e espécies de mangue, acelerando os processos de degradação, aumentando os riscos associados aos impactos climáticos devido à ausência a cobertura vegetal.

Existe uma lacuna em estudos direcionados a análise dos benefícios que os serviços ecossistêmicos derivados dos manguezais emprestam ao bem-estar das comunidades costeiras de Moçambique, em relação aos impactos causados pelas formas de uso e ocupação dos mangues. O mais escasso ainda é na ligação dos serviços que dificilmente as comunidades têm o seu uso ou benefício direito, como nos exemplos do sequestro de carbono e regulação climática.

Os serviços prestados pelos manguezais as comunidades locais, de forma direta ou indireta, podem ser incorporadas em programas de conservação e restauração para melhorar a sua eficácia e dar os devido retornos para a população local (Jakovac et al., 2020). No entanto, apenas os serviços de sequestro de carbono estão bem documentados e valorados para os ecossistemas florestais, faltando a sua dívida exploração ou aplicação para os mangues, algo que carece ainda de metodologias claras e bem definidas de modo a diminuir o grau de incertezas.

Devidamente sistematizado pode contribuir no desenho de estratégias de combate e redução da pobreza, e integração das comunidades no mercado do carbono e diversificando os meios de subsistência pelo pagamento dos serviços ecossistêmicos como parte da compensação pelo manejo

sustentável dos manguezais, contribuindo a melhoria de vida das comunidades e a sua resiliência aos choques naturais.

A metodologia adotada combina análises de campo, laboratório e sensoriamento remoto, permitindo uma avaliação abrangente dos estoques de carbono e suas dinâmicas. Os resultados esperados contribuirão para o desenvolvimento de políticas mais efetivas de conservação e manejo sustentável dos manguezais, bem como para o aprimoramento das estratégias globais de mitigação das mudanças climáticas.

1.1 Contextualização do tema

O aumento das concentrações de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera tem sido identificado como uma das principais causas do aquecimento global e das mudanças climáticas, representando um dos maiores desafios ambientais do século XXI. Estima-se que as emissões de gases de efeito estufa provenientes de atividades humanas, como desmatamento, agricultura intensiva e uso inadequado do solo, sejam responsáveis por um impacto significativo no equilíbrio do ciclo global do carbono (IPCC, 2021).

Nesse contexto, o sequestro de carbono surge como uma estratégia essencial para mitigar as emissões de CO₂ e reduzir os efeitos das mudanças climáticas. O conceito de sequestro de carbono refere-se ao processo de captura e armazenamento de carbono atmosférico em reservatórios naturais, como florestas, solos e oceanos, contribuindo para a diminuição da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera (Lal, 2003).

Os ecossistemas florestais e os solos têm um papel central nesse processo devido à sua capacidade de absorver e armazenar grandes quantidades de carbono. No entanto, atividades humanas, como o desmatamento e o manejo inadequado dos solos, comprometem essa capacidade, agravando os impactos das mudanças climáticas. Por outro lado, práticas sustentáveis, como reflorestamento e agricultura regenerativa, têm demonstrado um grande potencial para aumentar o sequestro de carbono e promover a resiliência dos ecossistemas frente às adversidades climáticas (Griscom et al., 2017).

Diante desses desafios e oportunidades, este estudo busca explorar os conceitos fundamentais relacionados ao sequestro de carbono em florestas e solos, destacando sua

importância para a mitigação dos impactos ambientais e para o desenvolvimento de estratégias de conservação e gestão sustentável dos recursos naturais.

1.2 Justificativa do tema de pesquisa

Pesquisas realizadas em diversas partes do mundo, que apresentam estimativas de carbono em solos de mangue e biomassa, demonstraram o potencial significativo desses ecossistemas na absorção e armazenamento de carbono. Estudos conduzidos em locais como o sudeste da Indonésia (Donato et al., 2011), Honduras (Bhomia; Kauffman; McFadden, 2016), México (Adame et al., 2013), Austrália (Alongi, 2014), Moçambique, no Delta do Rio Zambeze (Fatoyinbo et al., 2018), e Karawang Regency, em Java, Indonésia (Trissanti et al., 2022), revelaram que as florestas de mangue podem armazenar quantidades substanciais de carbono em biomassa e sedimentos.

Os estudos utilizaram métodos como amostragem sistemática, equações alométricas e imagens de satélite para estimar o teor de carbono, com achados que indicam altos valores de armazenamento, variando de 105,73 toneladas/ha a 4.412,05 toneladas/ha. Esses resultados enfatizam o papel crucial dos ecossistemas de mangue no sequestro de carbono, destacando sua importância na mitigação das mudanças climáticas por meio da redução das emissões de gases de efeito estufa.

Moçambique, como um país costeiro altamente vulnerável às mudanças climáticas, sofre impactos significativos, especialmente em comunidades rurais e costeiras que dependem exclusivamente do ambiente marinho com destaque para os ecossistemas de mangue, principal fonte de subsistência dessas populações (Serra, Dondeyne e Durang, 2012). Sua economia, dependente da agricultura de sequeiro e de outros recursos naturais, coloca Moçambique como o quinto país mais vulnerável do mundo, segundo o índice de vulnerabilidade às mudanças climáticas (MITADER, 2016).

Os manguezais desempenham um papel crucial tanto do ponto de vista ecológico quanto econômico. Os manguezais oferecem serviços essenciais, como fornecimento de alimentos e recursos energéticos. Também atuam como áreas de reprodução para espécies aquáticas e semi-terrestres, além de funcionarem como centros naturais de coleta de sedimentos e carbono. Em

alguns casos, oferecem ainda proteção contra erosão costeira, tsunamis e tempestades tropicais.

Mesmo com sua elevada importância para os seres humanos, aproximadamente metade dos manguezais do mundo desapareceu nos últimos 50 anos, ironicamente refletindo seu valor econômico (Alongi, 2014).

Surge então a questão, seria possível proteger os manguezais da degradação por meio de programas baseados em carbono, como os pagamentos por serviços ecossistêmicos (PES)? Embora esses ecossistemas tenham enorme potencial na mitigação das mudanças climáticas, seu papel ainda é subestimado, principalmente no que se refere à sua capacidade de sequestrar CO₂ (Cuenca-Ocay, 2019).

O crescente interesse nos benefícios climáticos das zonas úmidas costeiras tem direcionado a atenção para o potencial de outros componentes dos ecossistemas marinhos na mitigação das mudanças climáticas (Howard et al., 2017). Até agora, grande parte dos esforços de sequestro de carbono se concentrou no potencial dos solos agrícolas para gerar créditos de carbono negociáveis no mercado (Kimble et al., 2007).

Em Moçambique, vários estudos já investigaram os manguezais focando em estoques de carbono, manejo do solo e aspectos ecológicos (Boer, De, 2002; Charrua et al., 2020; Fatoyinbo et al., 2018, 2008; Hatton e Couto, 1992; Macamo e Siteo, 2017; Stringer et al., 2015; Sturve et al., 2016). No entanto, os valores econômicos e sociais de muitos co-benefícios associados aos estoques de carbono tanto no solo quanto na biomassa ainda são pouco documentados.

Faz-se necessária a criação de um banco de dados que evidencie a contribuição dos manguezais no sequestro de carbono e sua importância para a mitigação climática. Esses dados subsidiariam políticas ambientais e fundamentariam os benefícios econômicos e sociais destinados às comunidades locais

Segundo Spratt (2022), políticas de proteção ambiental são mais efetivas quando garantem o acesso equitativo aos recursos para as comunidades que deles dependem. Portanto, é essencial dispor de dados atualizados e robustos para a formulação de políticas adequadas à conservação dos ecossistemas de mangue.

A ligação entre as mudanças físicas no meio ambiente e os valores econômicos ainda é frágil, sendo uma área que exige avanços significativos (Kimble et al., 2007). É fundamental estabelecer padrões de referência para identificar os benefícios sociais e econômicos das

comunidades que utilizam os recursos de forma sustentável e os preservam para as futuras gerações.

Este estudo pretende responder a essa lacuna, oferecendo bases de dados que auxiliem na tomada de decisões voltadas ao bem-estar das comunidades locais. Assim, a pesquisa busca fornecer uma compreensão abrangente dos valores sociais, econômicos e ecológicos dos ecossistemas de mangue, bem como de seu papel no sequestro de carbono. Ao enfatizar a importância dos manguezais na mitigação climática, conservação da biodiversidade e promoção do desenvolvimento sustentável, este trabalho pretende contribuir para a formulação de políticas públicas, planejamento territorial e gestão participativa dos manguezais.

1.3 Objetivos da pesquisa

Nessa seção são apresentados o objetivo geral da presente pesquisa, bem como os respectivos objetivos específicos que a nortearam. Apresenta-se de forma mais sustentada os cinco pontos centrais que compõem a proposta.

1.3.1 Objetivos geral

O objetivo geral desta pesquisa é contextualizar o sequestro de carbono em ecossistemas de manguezais e explorar seu potencial como mecanismo de mitigação das mudanças climáticas e promoção do desenvolvimento sustentável. Busca-se compreender como a organização das comunidades e os modos de exploração desse ecossistema podem influenciar sua capacidade de atuar como sumidouro de carbono, e, por consequência, na alteração dos padrões climáticos.

1.3.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos da pesquisa estão estruturados em cinco eixos, de modo a responder ao objetivo principal:

Modelar e mapear os valores sociais e econômicos dos ecossistemas de mangue,

desenvolvendo modelos e mapas que quantifiquem tais valores e destaquem sua relevância para o desenvolvimento sustentável.

Avaliar a capacidade de armazenamento de carbono dos ecossistemas de mangue em seus solos e biomassa, estimando os estoques nos diferentes compartimentos incluindo biomassa aérea, subterrânea e o solo a fim de evidenciar sua função como sumidouros naturais de carbono.

Analisar a valoração dos estoques de carbono como mecanismo de proteção e conservação dos manguezais, destacando os benefícios econômicos da preservação no contexto da mitigação climática.

Investigar a interconexão entre o sequestro de carbono e a conservação da biodiversidade, avaliando o impacto do armazenamento de carbono sobre a produtividade e diversidade de espécies.

Avaliar o impacto da organização comunitária sobre o sequestro de carbono nos manguezais, analisando o papel das comunidades locais, seus sistemas de governança e seu envolvimento nas ações de conservação, a fim de identificar práticas eficazes para fortalecer essas iniciativas.

1.4 Questionamento da pesquisa

Para a presente pesquisa, é levantada uma questão central.

Como as diferentes formas de uso da terra influenciam os estoques de carbono nos manguezais de Machangulo?

Além disso, busca-se responder a questões secundárias, relacionadas diretamente ao problema principal, tais como:

Quais são os padrões espaciais dos estoques de carbono nos manguezais da área de estudo?

De que forma as mudanças no uso e cobertura da terra impactam a capacidade de sequestro de carbono dos manguezais?

Quais são as implicações socioeconômicas dessas mudanças para as comunidades locais que dependem dos manguezais?

Como práticas de conservação e gestão sustentável podem contribuir para

aumentar os estoques de carbono e melhorar as condições socioeconômicas da região?

1.5 Delimitação do estudo

A presente pesquisa foi realizada especificamente nos manguezais localizados na região de Machangulo, na província de Maputo, Moçambique. O estudo concentrou-se em analisar e compreender os padrões espaciais dos estoques de carbono em diferentes áreas de uso da terra dentro dessa região, considerando as distintas formas de ocupação e as influências das atividades humanas, como a conversão de áreas naturais para fins antrópicos.

O período de análise corresponde a um intervalo de vinte anos (2000 a 2020), utilizando dados históricos de imagens de satélite e registros de mudanças no uso e cobertura da terra. A pesquisa limitou-se à avaliação dos estoques de carbono no solo e na biomassa nas áreas de manguezais.

Além disso, o estudo aborda as implicações socioeconômicas das mudanças nos estoques de carbono para as comunidades locais que dependem diretamente desses ecossistemas. No entanto, não inclui análises econômicas detalhadas de mercado ou modelos financeiros específicos para políticas de conservação.

Esses limites foram definidos para garantir a viabilidade da pesquisa dentro do tempo e dos recursos disponíveis, mantendo o foco nos objetivos principais da investigação.

1.6 Situação geográfica

A área de estudo localiza-se no extremo sul da província de Maputo, no distrito de Matutuíne, abrangendo parte da Península de Machangulo. Esta constitui um dos cinco postos administrativos do distrito e está situada nas extensas planícies costeiras do país, onde a altitude aumenta gradualmente da zona litorânea para o interior.

Machangulo é uma península localizada no sudoeste de Moçambique, na costa oriental, com mais de 20 km de extensão. É banhada pelo Oceano Índico e caracteriza-se por praias de areia fina e dunas compostas por areias calcareníticas. O posto administrativo de Machangulo delimita-

se ao norte com a Ilha de Inhaca, ao sul com a vila-sede de Bela Vista, a Leste com o Oceano Índico e a oeste com a Baía de Maputo, novamente próxima à vila-sede de Bela Vista.

A costa oriental abriga ecossistemas marinhos de elevada relevância ecológica, incluindo recifes de coral de alta produtividade biológica e diversidade, funcionando como berçários para espécies ameaçadas, como o dugongo (peixe-boi). A área do posto administrativo de Machangulo (Ndelene) é de aproximadamente 167 km², dividida entre as localidades de Ndelane e Nhonguane–Santa Maria (MAE, 2005). Cerca de 70% do seu território está integrado ao Parque Nacional de Maputo, oriundo da fusão da antiga Reserva Especial de Maputo (REM) e da Reserva Marinha da Ponta do Ouro (RMPO).

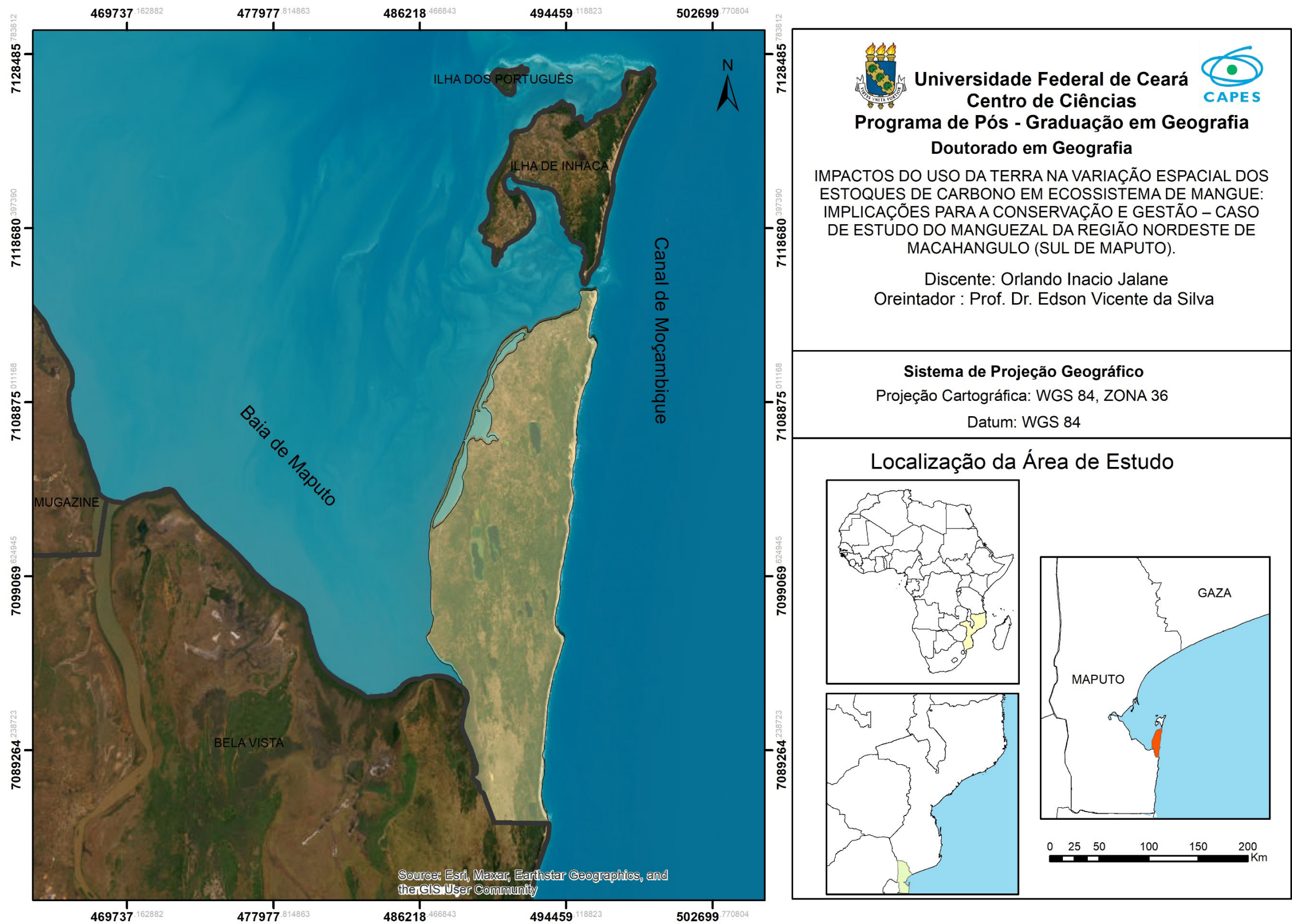
A região é caracterizada por planícies e dunas arenosas, com vegetação típica da região de Maputaland³, que abriga espécies endêmicas de grande importância biológica. Apesar de sua integração a uma unidade de conservação, a península enfrenta crescentes pressões sobre seus recursos naturais, tanto pelas comunidades locais quanto por visitantes cujo número vem aumentando.

Entre as principais ameaças destacam-se o corte de árvores de mangue utilizado na construção de habitações e como combustível em padarias e a pesca por arrasto, práticas que comprometem a integridade dos ecossistemas de manguezal em Moçambique.

A Figura 1 ilustra o enquadramento geográfico da área de estudo, com ênfase na porção ocidental da península, onde se concentram os ecossistemas de manguezais.

³ O centro de endemismo Maputaland é uma região natural de aproximadamente 17.000km² que faz parte de Moçambique, África do Sul e Suazilândia, está localizado na parte norte da província de KwaZulu-Natal, África do Sul, entre Eswatini e a costa, e inclui também a região mais a sul da Província de Maputo em Moçambique. As rotas das aves e os recifes de coral ao largo da costa são as principais atrações turísticas dessa região (Smith & Leader-Williams., 2006, <https://en.wikipedia.org/wiki/Maputaland>).

Figura 1 - Mapa de enquadramento geográfico e territorial do Posto Administrativo de Machangulo.



Fonte: elaboração própria, 2024

2 REVISÃO DA LITERATURA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Os manguezais destacam-se na literatura científica como ecossistemas costeiros de elevada relevância ecológica e climática, em virtude da sua capacidade de funcionar como sumidouros de carbono e provedores de múltiplos serviços ecossistêmicos (Alongi, 2014; Donato et al., 2011). No entanto, diversos estudos demonstram que a dinâmica dos estoques de carbono nesses ambientes é fortemente condicionada por alterações no uso e cobertura da terra, como o desmatamento, a exploração madeireira, a expansão turística e as mudanças hidrológicas, processos que comprometem a biodiversidade e a estabilidade do carbono estocado (Kauffman et al., 2020; Lovelock e Reef, 2020).

Diante desse quadro, esta revisão da literatura busca reunir os principais contributos teóricos e empíricos que fundamentam a presente pesquisa, abordando a evolução do debate sobre mudanças climáticas, os impactos do uso da terra na variação espacial dos estoques de carbono e as implicações socioeconômicas para a conservação e gestão sustentável dos manguezais.

2.1 Históricos das convenções e tratados no âmbito do desenvolvimento sustentável e mitigação das mudanças climáticas globais

O despertar para a preocupação ambiental e a crise ecológica ganhou força a partir da década de 1970. A Conferência de Estocolmo, em 1972, representou um marco significativo ao colocar a proteção ambiental no centro das preocupações globais, resultando na criação do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e na formulação da Declaração de Estocolmo (Narain *et al.*, 2022).

Desde então, houve um crescimento contínuo no número de conferências e acordos, em diferentes escalas local, regional e internacional. Paralelamente, foram criados diversos órgãos, diretamente ou indiretamente ligados ao meio ambiente, com o propósito de promover o desenvolvimento sustentável em nível global. Tais iniciativas buscam enfrentar os desafios ambientais e promover um equilíbrio entre desenvolvimento humano e preservação dos recursos naturais.

Segundo Massera (2002, p. 211), as primeiras percepções sobre a crise ambiental estavam vinculadas a uma visão de colapso civilizacional, conforme segue:

“A problemática ambiental a poluição e degradação do meio, a crise de recursos naturais, energéticos e de alimentos surgiu nas últimas décadas do século XX como uma crise de civilização, questionando a racionalidade econômica e tecnológica dominante. Essa crise tem sido explicada por diversas perspectivas ideológicas. Por um lado, é vista como resultado da pressão do crescimento populacional sobre os limitados recursos do planeta. Por outro, como consequência da acumulação de capital e da maximização do lucro de curto prazo, que induzem padrões tecnológicos de uso e exploração da natureza, bem como formas de consumo que esgotam os recursos naturais e degradam os ecossistemas.”

A questão ambiental, no entanto, já era pauta de discussão antes da Conferência de Estocolmo. Em 1955, uma reunião em Princeton, nos Estados Unidos, expressou preocupações crescentes com a degradação ambiental, preparando o cenário para as conferências internacionais que viriam a seguir (Ebbesson, 2022; Wang, 2023).

As recentes emissões de gases de efeito estufa têm intensificado a preocupação com a segurança existencial da vida na Terra, criando uma emergência climática global. Essa crise vai além da capacidade de controle humano e representa riscos significativos para a humanidade e para outras espécies (Spratt e Sutton, 2008).

Torna-se, portanto, urgente compreender como os caminhos históricos das sociedades em seus aspectos econômicos, culturais e políticos moldaram os desafios ambientais atuais, permitindo uma visão mais informada e otimista sobre o futuro.

Embora avanços tenham sido feitos desde as primeiras discussões globais, as perdas de biodiversidade e as ameaças ambientais ainda superam os esforços de conservação. Isso evidencia a necessidade de uma mudança transformadora em direção à governança da sustentabilidade, visando um planeta saudável e próspero para todos (Ebbesson, 2022; Narain et al., 2022).

Nesse contexto, que o tema em questão surge como uma reflexão sobre as primeiras preocupações relacionadas às mudanças climáticas e como isso levou as alertas globais e ao surgimento de vários acordos e convenções em prol do desenvolvimento sustentável e da preocupação com o clima. A presente discussão busca refletir sobre como, mesmo após mais de 50 anos da Conferência de Estocolmo, muitas oportunidades foram perdidas. Isso ressalta, de forma crítica, a necessidade urgente de acelerar as ações voltadas à sustentabilidade.

O Quadro 1 mostra a síntese apresentado de forma cronológica, ilustrando os primeiros passos em direção à sustentabilidade, abrangendo questões socioeconômicas e físicos naturais

Quadro 1- Principais reuniões sobre mudança climática e os resultados alcançados.

Ano	Evento/local	Resultados relevantes
1972	Conferência de Estocolmo	Primeira conferência ambiental; criação do PNUMA; Declaração de Estocolmo sobre meio ambiente.
1979	1ª Conferência Mundial sobre o Clima	Reconhecimento oficial da gravidade do problema climático.
1988	Criação do IPCC (ONU + OMM)	Início da avaliação científica global sobre mudanças climáticas.
1992	Cúpula da Terra – Rio de Janeiro	Adoção da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC).
1997	COP-3 – Kyoto	Protocolo de Kyoto: metas obrigatórias para países desenvolvidos.
2001	COP-7 – Marrakesh	Estabelecimento de regras para o MDL e início da operacionalização do Protocolo de Kyoto.
2007	COP-13 – Bali	Lançamento do Plano de Ação de Bali (visão compartilhada + mitigação + adaptação + tecnologia + financiamento).
2009	COP-15 – Copenhague	Acordo de Copenhague (não oficial): promessa de US\$ 30 bi para adaptação e mitigação.
2010	COP-16 – Cancún	Criação do Fundo Verde para o Clima (Green Climate Fund).
2015	COP-21 – Paris ⁴	Acordo de Paris: metas voluntárias para limitar

⁴ O Acordo de Paris é o atual tratado internacional que rege as mudanças climáticas. Foi adotado por 196 países em dezembro de 2015 e entrou em vigor em novembro de 2016, após ratificação por 189 países. Os objetivos do acordo incluem: ... fortalecendo a resposta global à ameaça da mudança climática, no contexto do desenvolvimento sustentável dos esforços para erradicar a pobreza, incluindo: (a) Manter o aumento da temperatura média global bem abaixo de 2°C acima níveis industriais e prosseguir esforços para limitar o aumento da temperatura a 1,5°C acima dos níveis pré-industriais...; (b) Aumentar a capacidade de adaptação aos impactos adversos das mudanças climáticas e promover a resiliência climática e o desenvolvimento de baixas emissões de gases de efeito estufa...; e (c) Tornar os fluxos financeiros consistentes com um caminho rumo a baixas emissões de gases de efeito estufa e desenvolvimento resiliente ao clima (NRRI, 2022).

		aquecimento a 1,5–2°C.
2017	COP-23 – Bonn	Lançamento do Plano de Ação de Gênero e da Plataforma de Povos Indígenas.
2019	COP-25 – Madrid	Marco de Santiago e dificuldades em avançar com o mercado de carbono.
2022	COP-27 – Egito	Aprovação do Fundo para Perdas e Danos para países vulneráveis.
2023	COP-28 – Dubai	Compromisso com a transição energética; operacionalização do Fundo de Perdas e Danos; triplicar energias renováveis até 2030.

Fonte: Adaptado do Fórum Brasileiro de Mudança Climática (FBMC) – 2018, PNUMA⁶, 2023.

O momento chave da virada climática está ligada com a época em que o norte da Europa começou a industrializar-se e expandir e colonizar o Novo Mundo, contando com o desenvolvimento da escravidão em massa nas plantações (Harvey, 2021). Porém a emergência climática só passou a ser entendida como uma emergência climática depois de se tornar uma emergência, isso com o surgimento dos primeiros acontecimentos ou eventos que se acredita que tiveram tamanha magnitude devido as alterações impostas ao clima (Harvey, 2021).

Os primeiros passos nos estudos climáticos e na avaliação dos impactos das mudanças climáticas foram dados entre o final da década de 1980 e o início dos anos 1990, período em que se intensificou a preocupação global com esses fenômenos. Nesse contexto, destaca-se a criação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC)⁵ em 1988. Antes disso, a Primeira Conferência Mundial sobre o Clima havia sido realizada em Genebra, em 1979, embora sem a adoção de decisões concretas capazes de estruturar uma resposta global à emergência climática do século XXI.

A Conferência de Estocolmo, realizada em 1972, pode ser considerada o primeiro marco

⁵ Na sua sigla em inglês IPCC - The Intergovernmental Panel on Climate Change, estabelecido pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e pela Organização Meteorológica Mundial (OMM) em 1988. O estabelecimento do IPCC foi aprovado pela Assembleia Geral da ONU em 1988, e a principal atividade do IPCC é a elaboração de relatórios avaliando o estado do conhecimento sobre mudanças climáticas (<https://www.ipcc.ch/>).

internacional sobre a questão ambiental, ao evidenciar a preocupação com os impactos das ações humanas nos processos de desenvolvimento. Nessa mesma perspectiva, o relatório Brutland⁶ intitulado "Nosso Futuro Comum" (United Nations, 1987) apresentou, em 1987, o conceito de desenvolvimento sustentável, articulando preocupações ecológicas com as necessidades das gerações futuras.

A Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD), criada em 1983 em preparação à Conferência de Estocolmo, reforçou a ideia de que não se pode dissociar desenvolvimento dos impactos ambientais. Isso é evidente na seguinte passagem extraída do relatório:

“Se quisermos atender às necessidades numa base sustentável, a base de recursos naturais da terra tem de ser conservada e melhorada...A qualidade do ar e da água é ameaçada pelo uso de fertilizantes e praguicidas, “despejos urbanos, queima de combustíveis fósseis, uso de alguns produtos químicos e várias outras atividades industriais. Tudo é capaz de aumentar substancialmente a poluição da biosfera, sobretudo em países em desenvolvimento (United Nations, 1987, p. 56).

Estocolmo 72, portanto, foi a primeira grande conferência mundial a tratar das questões ambientais, inserindo-as no centro das discussões políticas globais. Apesar de sua proposta estar centrada na ideia de desenvolvimento equilibrado e na proteção dos recursos naturais para as gerações futuras sem ainda abordar diretamente as questões climáticas o evento pavimentou o caminho para os acordos que viriam a seguir.

O Protocolo de Kyoto, firmado em 1997, foi o primeiro acordo internacional vinculante sobre mitigação das mudanças climáticas. Ainda que seus objetivos tenham sido parciais, representou um marco jurídico ao estabelecer compromissos obrigatórios de redução das emissões GEE para os países desenvolvidos. Mais tarde, o Acordo de Paris, adotado na COP 21 em 2015,

⁶ O documento *Our Common Future* (Nosso Futuro Comum) (ou Relatório Brundtland) foi o resultado do trabalho da Comissão Mundial Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD) em 1987 e apresentou uma nova perspectiva sobre o desenvolvimento, definindo-o como “satisfazer as necessidades atuais sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender às suas próprias necessidades”. É a partir daí que o conceito de desenvolvimento sustentável ficou conhecido (CMMAD, 1991).

viria a se consolidar como o tratado mais abrangente até hoje, reunindo mais de 190 países em torno do objetivo de limitar o aquecimento global a menos de 2 °C, com esforços para mantê-lo em 1,5 °C.

No entanto, apesar do crescente acúmulo de evidências científicas e da maior compreensão dos impactos das mudanças climáticas especialmente por meio dos sucessivos relatórios do IPCC a crise climática evoluiu para o que hoje é amplamente reconhecido como uma emergência climática.

Apesar dos avanços institucionais, muitos especialistas lamentam as limitações e falhas das conferências climáticas organizadas sob a égide da ONU. A emergência climática passou a ser definida por cientistas do Sistema Terrestre como uma obrigação moral da comunidade científica, diante dos riscos civilizacionais em curso. Para esses cientistas, a emergência climática não é apenas uma questão política ou social, mas uma condição física e planetária concreta. A principal ameaça reside no risco de transformar a Terra em uma espécie de “efeito estufa permanente”, inabitável para os seres humanos e outras espécies.

Em 1992, a União de Cientistas Preocupados publicou uma carta histórica intitulada “Aviso dos Cientistas Mundiais à Humanidade”, assinada por 1.575 cientistas, incluindo 99 laureados com o Prêmio Nobel. Vinte e cinco anos depois, em 2017, foi divulgada uma segunda carta, agora intitulada “A Second Notice”, assinada por 15.364 cientistas de 184 países (Ripple et al., 2017).

No ano seguinte, uma nova declaração ainda mais contundente foi publicada sob o título “World Scientists’ Warning of a Climate Emergency”, também assinada por milhares de cientistas ao redor do mundo. Essa série de alertas demonstrou o crescente consenso na comunidade científica sobre a gravidade da crise climática e a urgência de ações concretas e imediatas (Ripple et al., 2017).

Os autores da declaração de 1992 advertiam que a humanidade estava levando os ecossistemas da Terra além de seus limites, ameaçando a sustentabilidade da vida no planeta. Eles alertaram sobre a necessidade de reduzir as emissões de GEE, abandonar gradualmente os combustíveis fósseis e transformar os padrões de produção e consumo para evitar danos irreversíveis.

A mudança climática é uma realidade incontestável, refletida nas transformações observadas nos padrões climáticos em todo o mundo. Seus impactos afetam ecossistemas inteiros, influenciam os modos de vida e comprometem o bem-estar humano no planeta Terra. A grande

preocupação reside no fato de que as causas dessas mudanças ainda são pouco compreendidas por muitos, e os mecanismos para enfrentá-las permanecem insuficientes ou ineficazes.

A emergência climática se impõe como uma realidade inegável, desafiando não apenas os limites da ciência, mas também as estruturas políticas e econômicas globais. As preocupações internacionais em torno dos efeitos das mudanças climáticas e da definição de mecanismos eficazes de resposta têm sido o cerne das negociações internacionais nas últimas décadas.

2.2 O papel dos manguezais no ciclo global do carbono

Os manguezais são ecossistemas costeiros que funcionam como zonas de transição entre ambientes terrestres e marinhos. Sua principal característica é a notável capacidade de adaptação às oscilações periódicas das marés e à alta salinidade. São amplamente reconhecidos por sua elevada produtividade biológica e pelos serviços ecossistêmicos essenciais que oferecem. Estudos recentes destacam o papel dos manguezais no ciclo global do carbono, especialmente devido à sua capacidade de sequestrar e armazenar grandes quantidades de carbono, tanto na biomassa vegetal quanto nos sedimentos (Donato et al., 2011).

O ciclo do carbono é fundamental para a regulação do clima global, e os ecossistemas costeiros, como os manguezais, desempenham papel crítico nesse processo. São considerados um dos ecossistemas mais eficientes no sequestro de carbono. O dióxido de carbono (CO_2) é retirado da atmosfera por meio da fotossíntese e armazenado em grandes quantidades na biomassa (raízes, troncos e folhas) e, principalmente, nos sedimentos subaquáticos. Pesquisas indicam que os manguezais podem armazenar até quatro vezes mais carbono por unidade de área do que florestas tropicais terrestres (Alongi, 2014).

As florestas de mangue atuam como importantes sumidouros de carbono, especialmente em áreas com faixas de maré mais baixas e taxas de sedimentação mais lentas. As condições anaeróbicas dos sedimentos contribuem para o armazenamento de longo prazo, consolidando os manguezais como reservatórios de carbono azul (Guo et al., 2024).

Dois mecanismos principais estão envolvidos no sequestro de carbono nos manguezais, o primeiro ocorre por meio da captura de CO_2 atmosférico durante a fotossíntese; o segundo está relacionado ao acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos. As raízes aéreas das árvores de mangue facilitam a retenção de sedimentos ricos em matéria orgânica, enquanto a lenta

decomposição devido à ausência de oxigênio permite o armazenamento de carbono por séculos ou até milênios (Mcleod et al., 2011).

Além disso, os manguezais exportam carbono para ecossistemas adjacentes. Detritos orgânicos, como carbono orgânico dissolvido e particulado, são liberados nas águas circundantes, contribuindo para o ciclo do carbono em escalas regionais e globais (Cabral *et al.*, 2024). Isso reforça a importância dos manguezais na regulação climática.

Estima-se que os manguezais sequestram entre 6 e 8 toneladas de carbono por hectare ao ano, o que os torna aliados fundamentais na mitigação das mudanças climáticas (Duarte *et al.*, 2013). A conservação e a restauração desses ecossistemas podem contribuir significativamente para a redução das emissões de gases de efeito estufa, especialmente em países tropicais, onde os manguezais são mais abundantes.

Entretanto, a degradação dos manguezais causada pelo desmatamento, expansão da aquicultura e urbanização resulta na liberação de grandes quantidades de carbono armazenado, agravando as mudanças climáticas. A perda global de manguezais é estimada entre 1% e 2% ao ano, gerando emissões significativas de CO₂ (Hamilton; Friess, 2018).

Apesar de sua relevância, os manguezais enfrentam ameaças crescentes. A conversão de áreas de mangue para criação de camarões, por exemplo, é uma das principais causas de degradação, com perda de habitat e liberação de carbono anteriormente armazenado (Valiela; Bowen; York, 2001).

A conservação dos manguezais exige políticas públicas eficazes, o engajamento das comunidades locais e práticas de gestão sustentável. Programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), como os mercados de carbono, podem oferecer incentivos econômicos à conservação, desde que haja participação ativa das comunidades e distribuição justa dos benefícios.

Os manguezais desempenham papel vital no ciclo global do carbono, atuando como sumidouros altamente eficientes e contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas. Sua capacidade de sequestrar e armazenar carbono, aliada aos diversos serviços ecossistêmicos que oferecem, evidencia a urgência de sua conservação e restauração. A degradação contínua desses ecossistemas representa uma ameaça não apenas à biodiversidade e às comunidades costeiras, mas também aos esforços globais no combate à crise climática.

A preservação dos manguezais deve ser priorizada em políticas públicas e tratados internacionais, com ênfase em gestão sustentável, participação comunitária e valorização de seus

serviços ecossistêmicos. Somente por meio de ações integradas será possível garantir a continuidade dos benefícios que esses ecossistemas prestam à humanidade e ao clima planetário.

2.3 O sequestro de carbono na mitigação da mudança climática

Nas últimas décadas, os avanços científicos e tecnológicos permitiram à humanidade compreender com maior profundidade os processos naturais que sustentam a estabilidade ecológica e a vida na Terra. No entanto, esse mesmo progresso revelou uma realidade preocupante: os sistemas naturais responsáveis pela manutenção do equilíbrio planetário encontram-se sob ameaça crescente. A literatura especializada aponta, de forma inequívoca, que a atual crise ambiental está fortemente associada às atividades humanas, sobretudo à exploração intensa e desordenada dos recursos naturais.

O reconhecimento dessa realidade tem impulsionado o aumento da conscientização global sobre a gravidade da crise climática, exigindo uma reflexão profunda sobre as medidas necessárias para sua mitigação. Nesse contexto, surgem questionamentos cruciais como interromper o processo de degradação ambiental? Qual é a real urgência da situação climática? E que ações são essenciais para restabelecer a capacidade autoreguladora dos ecossistemas?

Tais indagações têm conduzido a um consenso técnico-científico sobre a urgência de reduzir a dependência de combustíveis fósseis, promover o manejo sustentável das florestas e reestruturar os sistemas agrícolas rumo a modelos mais resilientes e ambientalmente responsáveis. Entre os principais fatores que agravam a crise climática, destacam-se as emissões de GEE, especialmente o dióxido de carbono (CO_2), reconhecido como um dos principais agentes do aquecimento global e de suas consequências socioambientais.

Diante desse cenário, ganha centralidade o conceito de sequestro de carbono: processo pelo qual o CO_2 atmosférico é capturado e armazenado, seja por mecanismos naturais (como florestas, solos e oceanos), seja por tecnologias artificiais desenvolvidas com essa finalidade. Conforme apontam Lobus et al. (2023), o sequestro de carbono é, atualmente, uma das estratégias mais relevantes para a mitigação das concentrações de GEE, sendo considerado um instrumento fundamental no enfrentamento da crise climática.

A importância desse mecanismo foi amplamente reconhecida na COP21, realizada em Paris, em 2015. Na ocasião, enfatizou-se que a gestão sustentável dos ecossistemas constitui uma

condição indispensável para a redução de emissões e para a eficácia das ações de adaptação climática (Don et al., 2024). Essa perspectiva reforça a necessidade de uma abordagem sistêmica e integrada, que vá além de soluções pontuais e articule múltiplas estratégias de mitigação e adaptação.

Atualmente, as mudanças climáticas são amplamente reconhecidas como um dos maiores desafios do século XXI. O IPCC tem reiterado que práticas humanas, como a queima de combustíveis fósseis, o desmatamento e sistemas agrícolas insustentáveis, são diretamente responsáveis pelo aumento das concentrações atmosféricas de CO₂. Esse processo intensifica a ocorrência de eventos climáticos extremos, acelera a elevação do nível do mar, agrava a perda de biodiversidade e compromete a resiliência dos ecossistemas, colocando em risco milhões de vidas em todo o mundo.

Embora o sequestro de carbono seja uma ferramenta promissora, é fundamental reconhecer suas limitações. Os ecossistemas naturais possuem capacidade finita de absorção e armazenamento de carbono, especialmente quando submetidos a contínuos processos de degradação. Por sua vez, as soluções tecnológicas embora apresentem elevado potencial envolvem custos significativos e exigem infraestrutura avançada, o que pode limitar sua implementação em larga escala, especialmente em países em desenvolvimento.

Dessa forma, o sequestro de carbono não deve ser concebido como uma solução isolada ou definitiva. Sua efetividade depende de sua integração com outras medidas estruturantes, como a transição para matrizes energéticas limpas, a reformulação dos padrões de produção e consumo, e a adoção de políticas públicas coerentes com os princípios do desenvolvimento sustentável. Como argumentam Lobus et al. (2023), alcançar a neutralidade de carbono requer uma combinação estratégica entre a redução de emissões e a implementação de mecanismos sustentáveis de captura e armazenamento de carbono, tanto em ecossistemas naturais quanto por meio de soluções tecnológicas.

Em síntese, garantir um futuro climaticamente estável exige que o sequestro de carbono seja entendido como parte de uma abordagem ampla, transversal e multissetorial. Somente por meio de ações articuladas será possível reduzir significativamente as emissões de gases de efeito estufa e assegurar que o progresso tecnológico caminhe lado a lado com uma consciência coletiva renovada sobre a importância da natureza e da sustentabilidade para o bem-estar global.

Nesse processo, destaca-se o papel central das comunidades locais, especialmente aquelas

mais vulneráveis aos impactos das mudanças climáticas. A valorização dos saberes tradicionais e a participação ativa dessas populações na gestão dos recursos naturais são fundamentais para a construção de soluções efetivas e duradouras. Apenas por meio de uma colaboração genuína, inclusiva e equitativa será possível avançar com segurança rumo a um futuro mais justo, resiliente e sustentável.

2.4 Conceitos e definições na temática do Sequestro de Carbono

O sequestro de carbono é um processo fundamental para a mitigação das mudanças climáticas, envolvendo a captura e o armazenamento de dióxido de carbono (CO₂) da atmosfera. Este artigo explora os principais conceitos e definições relacionados ao sequestro de carbono, abordando seus mecanismos, tipos, ecossistemas envolvidos e sua relevância para o equilíbrio climático global. Além disso, discute-se a importância de estratégias naturais e tecnológicas para o sequestro de carbono, bem como os desafios e oportunidades associados a essa prática. O objetivo é fornecer uma visão clara e abrangente sobre o tema, destacando seu papel central no combate às mudanças climáticas.

2.4.1 Sequestro de Carbono Florestal e dos Solos

Diante dos esforços globais voltados à mitigação das mudanças climáticas, o sequestro de carbono em ecossistemas florestais e nos solos tem se consolidado como uma das estratégias mais promissoras e eficazes. Amplamente discutida na literatura científica, essa abordagem destaca-se por sua relevância estratégica na regulação do ciclo do carbono e no combate ao aquecimento global.

O aumento da concentração atmosférica de dióxido de carbono (CO₂), decorrente de atividades antrópicas como a queima de combustíveis fósseis e o desmatamento, bem como de processos naturais, é apontado como um dos principais fatores de intensificação do efeito estufa (IPCC, 2021). Nesse contexto, a capacidade das florestas e dos solos de fixar carbono emerge como uma alternativa viável e necessária para mitigar os impactos das emissões de gases de efeito estufa.

Historicamente, as florestas têm desempenhado um papel central na sustentabilidade da

vida humana, indo além de seu valor como fonte de recursos. Elas constituem sistemas vivos fundamentais para o equilíbrio climático, uma vez que absorvem CO₂ atmosférico por meio da fotossíntese, armazenando-o em sua biomassa troncos, raízes e folhas e no solo adjacente.

Evidências científicas demonstram que florestas tropicais, como a Amazônia, possuem elevada capacidade de sequestro de carbono, resultado de sua alta densidade vegetal e biodiversidade. Estima-se que esses ecossistemas armazenem aproximadamente 30% do carbono terrestre total (Cusack *et al.*, 2024). No entanto, essa capacidade vem sendo comprometida por fatores como queimadas, ataques de pragas, desmatamento e os próprios efeitos das mudanças climáticas, que afetam o balanço de carbono a ponto de certas áreas emitirem mais CO₂ do que são capazes de absorver (Quéré *et al.*, 2018).

Estudos recentes apontam que as florestas do hemisfério norte sequestram atualmente cerca de 30% menos carbonos do que há algumas décadas (Migliavacca *et al.*, 2025). Corroborando esse cenário, Gatti *et al.* (2021) identificaram que certas regiões da Amazônia já se tornaram fontes líquidas de emissão de carbono, agravando o quadro climático global.

De acordo com Hubau *et al.* (2020), distúrbios climáticos ocorridos entre 2010 e 2020 reduziram de forma significativa a capacidade de sequestro de carbono em diversas florestas tropicais, revelando uma resiliência ecossistêmica cada vez mais fragilizada. O relatório do IPCC (2021), reforça que, sem a conservação ativa de florestas tropicais e boreais, será virtualmente impossível limitar o aumento da temperatura média global a menos de 1,5 °C, conforme estabelecido pelo Acordo de Paris.

Apesar dos desafios, avanços científicos vêm promovendo o desenvolvimento de modelos de manejo florestal adaptativo, como os plantios multiespécies, a regeneração natural e políticas de conservação inclusivas. Tais práticas têm demonstrado maior resiliência diante de eventos climáticos extremos (Bonan, 2008; Luyssaert *et al.*, 2018). Além disso, projetos com forte participação comunitária, como os programas REDD+ de base local, têm se mostrado mais eficazes e sustentáveis a longo prazo (West *et al.*, 2020).

Nas zonas costeiras, particularmente em áreas ocupadas por florestas de manguezais, o monitoramento e o manejo exigem atenção especial devido à elevada vulnerabilidade a alterações ambientais. No entanto, estudos indicam que, quando bem geridas, essas áreas possuem grande potencial de sequestro de carbono (Donato *et al.*, 2011), sobretudo quando associadas à participação ativa das populações locais. Projetos de monitoramento participativo, reflorestamento

com espécies nativas e mecanismos de PSA vêm sendo implementados com sucesso em diversas regiões costeiras da África.

Mais do que um conjunto de dados técnicos, o sequestro de carbono em florestas representa uma narrativa de pertencimento, justiça climática e compromisso intergeracional. Desde comunidades tradicionais que protegem suas florestas ancestrais até jovens engajados na restauração de áreas degradadas, cada ação configura-se como um diálogo ativo com o planeta, renovando a esperança frente aos desafios climáticos do presente e do futuro.

2.4.2 O Sequestro de Carbono nos Solos

A capacidade dos solos em sequestrar e armazenar carbono é amplamente reconhecida, respaldada por uma vasta quantidade de estudos que investigam esse processo fundamental no contexto das mudanças climáticas. Muito além de sua função como suporte físico para as plantas, o solo atua como um repositório de memória climática e desempenha um papel estratégico na mitigação do aquecimento global. O sequestro de carbono no solo refere-se ao armazenamento de CO₂ na matéria orgânica resultante da decomposição de resíduos vegetais e microrganismos.

Esse processo envolve a transferência do CO₂ atmosférico para o solo, mediada por transformações bioquímicas promovidas pelas plantas e pela atividade microbiana. Por meio da fotossíntese, as plantas capturam CO₂ da atmosfera e alocam carbono no subsolo por intermédio de suas raízes e exsudatos radiculares (rizodepósitos), que, por sua vez, são decompostos por microrganismos do solo (Pandao *et al.*, 2024; Sasse, 2023).

A atividade microbiana exerce influência central nesse processo ao decompor a biomassa vegetal e microbiana, afetando diretamente a estabilidade e o armazenamento do carbono orgânico do solo (Kowalska e Grobelak, 2023; Ma *et al.*, 2023)

Estudos recentes estimam que os solos armazenam mais de 1.500 gigatoneladas de carbono mais que o dobro da quantidade presente na vegetação e na atmosfera combinadas (Lal, 2018; Loubet *et al.*, 2023). Contudo, esse potencial de armazenamento depende fortemente do uso e manejo do solo. Práticas como agricultura intensiva, uso excessivo de fertilizantes e desmatamento promovem a perda acelerada de carbono estocado nos solos.

Pesquisas apontam que o manejo sustentável da terra é um fator determinante para ampliar a capacidade de sequestro de carbono, sem comprometer a produtividade agrícola (Bossio *et al.*,

2020; Paustian et al., 2019). Práticas como o plantio direto, a rotação de culturas, os sistemas agroflorestais e a aplicação de biochar têm demonstrado resultados consistentes na estabilização do SOC.

A aplicação de biochar, por exemplo, tem se destacado por seu elevado potencial de aumentar os estoques de carbono orgânico no solo. Estudos indicam que o uso de biochar pode promover um acréscimo médio de até 13,0 Mg ha⁻¹ no SOC, o que corresponde a um aumento aproximado de 29% no teor de carbono do solo (Gross, Bromm e Glaser, 2021). Devido à sua alta estabilidade, o biochar pode manter o carbono estocado por centenas ou até milhares de anos, configurando-se como uma alternativa promissora para a mitigação das mudanças climáticas (Langeroodi R, 2018).

Além disso, há evidências crescentes de que os fungos micorrízicos e a microbiota do solo exercem papel essencial na formação de agregados que protegem o carbono da decomposição, aumentando sua permanência no solo (Sokol e Bradford, 2019)).

Apesar dos avanços na pesquisa, a maior parte dos estudos sobre sequestro de carbono em solos tem se concentrado em ecossistemas de florestas secas e áreas agrícolas, evidenciando os benefícios dessas práticas para tais ambientes. No entanto, há uma lacuna significativa quando se trata de solos de florestas úmidas e áreas alagadas, como zonas costeiras influenciadas por manguezais e pântanos. Esses ecossistemas, apesar de apresentarem elevado potencial de sequestro de carbono, ainda são frequentemente negligenciados na literatura científica.

Persistem, ainda, desafios relevantes para o entendimento pleno desse processo. A profundidade de incorporação do carbono, sua estabilidade a longo prazo e os efeitos de variabilidade climática dificultam a previsão precisa dos estoques de carbono no solo (Schmidt *et al.*, 2011). Diante disso, tornam-se fundamentais o desenvolvimento de modelos espaciais robustos, o uso de sensores para monitoramento contínuo e a formulação de políticas públicas que incentivem práticas agrícolas e ambientais sustentáveis.

2.5 VALORAÇÃO ECONÓMICA DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

A natureza se organiza de forma complexa e dinâmica, por meio das interações entre plantas, animais e microrganismos. Essas interações formam um conjunto autossustentável, conhecido como ecossistema, que pode ter origem natural ou ser modificado pela ação humana. Os

ecossistemas desempenham funções e processos essenciais para a preservação, conservação, recuperação e uso sustentável do meio ambiente. Esses processos, ao influenciarem diretamente o bem-estar humano, configuram o que se denomina serviços ecossistêmicos (Peixoto, 2011).

O avanço do modelo dos serviços ecossistêmicos ampliou a compreensão sobre o papel do ambiente natural nas sociedades humanas. Ao considerar os ecossistemas como parte do capital natural, é possível integrá-los a outros tipos de capital, tornando-os ativos fundamentais para o funcionamento da sociedade (NRC, 2005). Isso fortalece a perspectiva utilitarista das funções ecossistêmicas e estimula o interesse pela conservação da biodiversidade (Braat e Groot, 2012).

O conceito de ecossistema como campo de estudo ganhou destaque com o crescente interesse nas relações entre o bem-estar humano e o estado da natureza. Esse interesse gerou preocupações relevantes quanto à valorização dos serviços ecossistêmicos, que têm sido amplamente abordados em estudos e políticas públicas, sobretudo a partir da publicação do Millennium Ecosystem Assessment (2005), que evidenciou a importância dos serviços ecossistêmicos para o bem-estar da humanidade.

A valoração econômica dos bens ambientais surgiu como estratégia para atribuir valor a serviços que, por sua natureza, não são transacionados no mercado tradicional. Esse enfoque vai além de aspectos comerciais, englobando valores intrínsecos associados, por exemplo, à beleza cênica das paisagens naturais. Além disso, a valoração econômica fornece uma abordagem sistêmica para considerar tais valores na formulação de políticas ambientais (Gasparinetti *et al.*, 2018; NRC, 2005).

Segundo Russo, Maselli e Nesticò (2023) ao se atribuir valor econômico aos recursos ambientais, as sociedades passam a dispor de um instrumento estratégico para conservar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Ao mesmo tempo, isso se torna um ponto de partida para enfrentar a atual crise ambiental que ameaça o planeta Terra.

Há consenso de que a biosfera exerce papel central na sustentação da vida, o que inclui não apenas plantas, animais e microrganismos, mas também os sistemas que os sustentam. Portanto, tomadores de decisão precisam reconhecer o valor dos sistemas naturais e seus serviços.

Desde a década de 1970, a natureza e a biodiversidade vêm sendo integradas ao planejamento e à tomada de decisões econômicas, inicialmente pelo reconhecimento de suas funções ecológicas, e posteriormente pela definição do conceito de serviços ecossistêmicos. Esses serviços passaram a ser entendidos como elementos essenciais para o bem-estar humano (Braat e

Groot, 2012).

atribuição de valor monetário ao meio ambiente pode contribuir para a redução da degradação dos ecossistemas (Mohammed, 2014). A ideia de conservar o meio ambiente como ativo, e não como obstáculo ao progresso econômico e social, já existia muito antes da Revolução Industrial (Ninan, 2014).

A valoração econômica parte da premissa de que os valores atribuídos pelos agentes refletem suas preferências, ou seja, sua propensão a trocar um bem ou serviço por outro. As valorações sociais são o somatório dessas preferências individuais. Esse tipo de valoração permite analisar o que se ganha ou se perde em cenários alternativos e oferece suporte para decisões sobre projetos e prioridades de investimento.

É importante destacar que há serviços ecossistêmicos cuja valoração é extremamente complexa, como o valor de um ser humano enquanto indivíduo inestimável. Ainda assim, adotar uma abordagem antropocêntrica que tente mensurar esses serviços é útil para enfatizar sua importância e estimar custos e benefícios, mesmo que de forma aproximada (NRC, 2005).

O estudo e a análise do capital natural são fundamentais para compreender a influência dos elementos naturais no equilíbrio climático e, por consequência, na sustentabilidade ambiental. É essencial dominar conceitos como biodiversidade, ecossistemas e suas funções para compreender adequadamente as relações de interdependência entre atividades humanas e componentes naturais base imprescindível para o desenvolvimento sustentável.

Quadro 2- Principais conceitos no domínio dos estudos ecossistêmicos

Termo	Definição Revisada	Principais Referências
Biodiversidade	Variedade de formas de vida, incluindo plantas, animais, fungos e microrganismos. Neste contexto, o termo é restrito aos elementos vivos, excluindo processos ecossistêmicos e componentes abióticos.	Wilson (1992); Cardinale et al. (2012); CBD (1992)
Ecossistema	Unidade funcional composta por todos os organismos (bióticos) e o meio físico (abiótico) interagindo localmente. Inclui elementos naturais e culturais (como construções e humanos).	Odum (1971); MEA (2005); Tansley (1935)
Funções ecossistêmicas	Referem-se ao funcionamento ecológico dos ecossistemas, como os fluxos	de Groot et al. (2002); Daily (1997)

	de energia, reciclagem de nutrientes e manutenção da biodiversidade. Muitas vezes confundido com processos ou serviços ecossistêmicos.	
Processos ecossistêmicos	Interações entre elementos bióticos e abióticos que geram fluxos de energia e matéria. Sustentam o funcionamento dos ecossistemas.	Jax (2005); Chapin et al. (2002)
Serviços ecossistêmicos	Benefícios diretos e indiretos que os seres humanos obtêm dos ecossistemas, incluindo alimentos, água, madeira, regulação climática, lazer, valores espirituais e culturais.	Costanza et al. (1997); MEA (2005); TEEB (2010)

Fonte: adaptado de (Wallace, 2007)

A maioria das decisões relacionadas à gestão de recursos é amplamente influenciada pelos serviços ecossistêmicos que entram no mercado, enquanto os benefícios não comercializados muitas vezes são negligenciados ou degradados. Em alguns casos, esses serviços apresentam benefícios não comercializáveis de alto valor (MEA, 2005).

A quantificação desempenha papel fundamental na tomada de decisões, pois permite estimar os valores perdidos e avaliar compensações quando há degradação ambiental. Além disso, para que mudanças no ambiente e nos ativos naturais sejam incorporadas às contas nacionais, é necessário que essas alterações sejam quantificadas de forma compatível com os demais componentes da renda nacional.

Segundo Gasparinetti et al. (2018a) valoração dos serviços ecossistêmicos depende da identificação e quantificação dos fluxos físicos e ecológicos que afetam o bem-estar humano. A partir dessa base, busca-se compreender a importância social atribuída às variações nesses fluxos, ou seja, seu valor econômico.

É essencial destacar que a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos não visa transformar a natureza em mercadoria. Seu objetivo é fornecer informações que permitam decisões mais conscientes e fundamentadas sobre o uso dos recursos naturais. Em primeiro lugar, deve-se compreender que o valor econômico dos recursos ambientais deriva de todos os seus atributos; em segundo lugar, que tais atributos podem estar ou não associados ao uso direto dos recursos.

Essa perspectiva é reforçada por Mace (2019, p. 55) ao afirmar que:

“A contabilidade deve ser o meio pelo qual governos, corporações e indivíduos possam assumir responsabilidade pelos componentes essenciais do capital natural que sustentam

a sociedade e uma vida digna; registrar a condição desses ativos e como ela se altera ao longo do tempo, e garantir que providências sejam tomadas quando os níveis críticos forem ultrapassados.”

Nesse contexto, a natureza é atribuída múltiplos valores intrínsecos e extrínsecos que, somados, constituem seu valor total. Esses valores são normalmente agrupados em dois grandes tipos:

Valores de uso: referem-se ao benefício direto ou indireto obtido pelo uso atual dos recursos ambientais;

Valores de não uso: estão relacionados à possibilidade de uso futuro ou ao simples fato de os recursos existirem, gerando benefício psicológico ou cultural, mesmo sem uso direto.

Todos os processos de valoração apresentam limitações. No caso da valoração monetária especialmente no que se refere a valores de não uso surgem desafios relevantes, pois ambos são sensíveis às distorções do mercado. Como observam Braat e Groot (2012, p. 11, tradução nossa):

“As limitações da valoração monetária são várias, as moedas utilizadas podem ser instáveis; os métodos baseados no mercado sofrem das mesmas falhas que os próprios mercados; e, quando os ecossistemas se aproximam de limites críticos ou mudanças irreversíveis, os valores monetários não funcionam como mecanismo regulador. Fatores dinâmicos e catástrofes ambientais também impactam a provisão e o valor dos serviços ecossistêmicos.”

O processo de valoração dos serviços ecossistêmicos exige, portanto, uma compreensão aprofundada das interconexões entre psicologia humana, processos decisórios, funcionamento dos ecossistemas e estruturas econômicas de produção e consumo em múltiplas escalas temporais e espaciais.

Ainda assim, a valoração econômica não exclui outras abordagens importantes para uma gestão mais eficaz do meio ambiente. Ela representa apenas uma ferramenta complementar, que visa garantir melhores resultados para a conservação dos recursos naturais.

A valoração ecossistêmica pode ser realizada por meio de diversos métodos e normas, escolhidos de acordo com os objetivos específicos e os tipos de bens a serem avaliados. Essa abordagem deve considerar não apenas os fatores diretamente relacionados aos ecossistemas, mas também os aspectos sociais, econômicos e culturais que influenciam a condição humana e as forças naturais que moldam o funcionamento dos ecossistemas.

O (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) classificou os serviços ecossistêmicos em quatro grandes grupos, totalizando 24 categorias principais, que foram atualizadas em estudos mais recentes. O Quadro 3 apresenta essas categorias agrupadas por tipo de serviço que os ecossistemas oferecem a humanidade.

Quadro 3 - Tipologia dos serviços ecossistêmicos segundo o MEA.

REGULAÇÃO – Serviços que regulam processos ecossistêmicos:	
1	Promoção de microclimas e redução de variações de temperatura;
2	Plantios com função de quebra-ventos;
3	Redução da erosão do solo e de enchentes;
4	Diminuição do escoamento superficial e do depósito de resíduos em corpos d'água;
5	Redução de doenças crônicas em humanos por meio de áreas verdes;
6	Redução de doenças transmissíveis por vetores silvestres;
7	Cobertura vegetal como barreira contra poluição sonora;
8	Melhoria da qualidade da água e controle da evapotranspiração;
9	Instalação de apiários e suporte à polinização.
SUPORTE – Serviços que sustentam os ecossistemas:	
10	Manutenção da biodiversidade e habitats;
11	Sistemas agrícolas que promovem acúmulo de matéria orgânica no solo;
12	Regulação da composição química atmosférica;
13	Regulação climática global e local;
14	Ciclagem de nutrientes no solo.
SUPRIMENTO – Bens materiais providos pela natureza:	
15	Aumento da produtividade agropecuária e redução do desmatamento;
16	Economia e retenção da água disponível nos ecossistemas;
17	Produção de biocombustíveis para reduzir o uso de fósseis;
18	Produção de madeira para energia;
19	Produção de madeira para uso industrial;
20	Produção de produtos florestais não madeireiros;
21	Produção de fibras vegetais;

22	Valorização estética da paisagem rural;
23	Identidade cultural e selos de indicação geográfica.
CULTURAIS – Serviços relacionados à experiência e bem-estar humanos:	
24	Geração de conhecimento e pesquisa científica;
25	Estímulo à criatividade e inspiração artística;
26	Promoção da aprendizagem e educação ambiental;
27	Promoção de atividades religiosas e espiritualidade;
28	Promoção do lazer, ecoturismo e socialização.

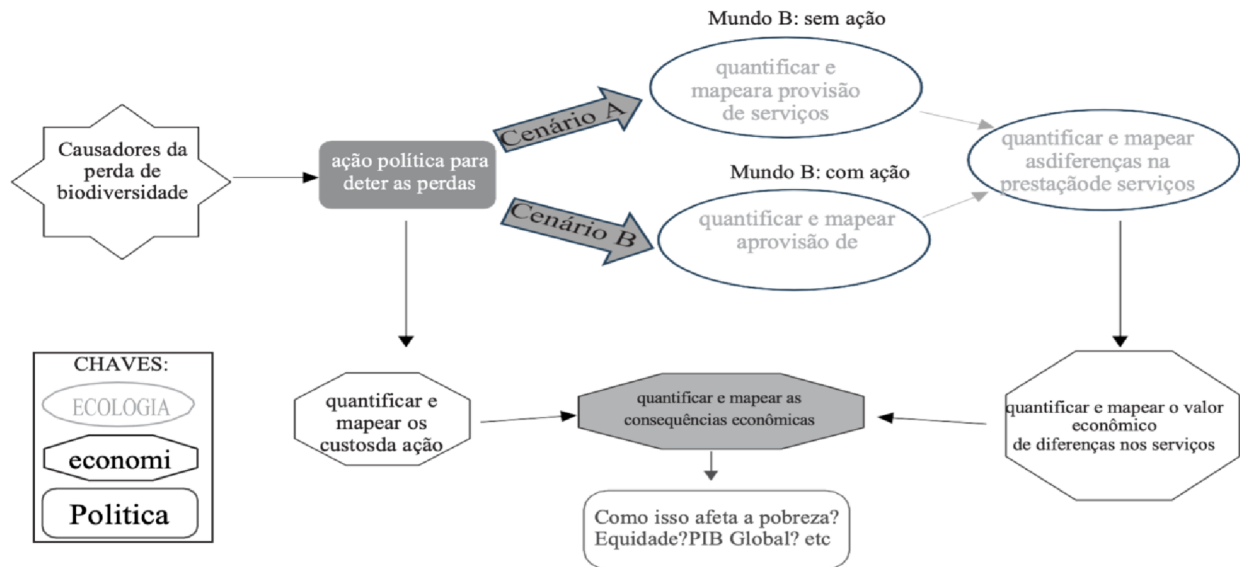
Fonte: adaptado de Peixoto, 2011.

As mudanças na prestação de serviços ecossistêmicos exigem estimativas e mapeamentos biofísicos prévios, bem como uma valoração econômica que respeite as dinâmicas dos fluxos e seus determinantes. Para isso, é essencial compreender adequadamente os fatores impulsionadores das mudanças e como estes são afetados pelas ações implementadas.

Esse processo demanda uma abordagem espacialmente explícita, que considere a heterogeneidade dos fluxos de serviços ecossistêmicos, os valores econômicos atribuídos a esses fluxos e a variabilidade dos custos de conservação. Essa abordagem também permite identificar incompatibilidades de escala e analisar as implicações distributivas das decisões que afetam os ecossistemas e suas trocas (TEEB, 2012).

A Figura 2 apresenta um esquema representativo desses fluxos de serviços e sua natureza econômica, bem como a maneira pela qual decisões políticas influenciam o modo como os serviços ecossistêmicos são valorizados economicamente.

Figura 2 - Estrutura de avaliação econômica



Fonte: Adaptado de TEEB (2012)

Este esquema destaca a importância do uso de cenários contrafactuais, baseados em ações específicas voltadas ao enfrentamento dos principais fatores de perda dos serviços ecossistêmicos.

Inicialmente, as mudanças no fornecimento dos serviços devem ser estimadas e mapeadas em termos biofísicos, exigindo uma compreensão clara dos fatores que influenciam sua produção e como são modificados pelas ações adotadas. Na sequência, aplica-se a avaliação econômica às variações detectadas, o que requer um entendimento profundo tanto dos fluxos de serviços quanto dos fatores que determinam sua demanda.

A espacialização explícita é crucial para refletir:

- A diversidade espacial dos fluxos de serviços;
- A variação nos valores econômicos;
- A diferença nos custos de conservação;
- E os efeitos distributivos das decisões políticas (Guénard e Legendre, 2024).

Além disso, essa abordagem permite analisar compensações, mapear trade-offs e aprimorar o entendimento sobre os impactos sistêmicos das escolhas públicas e privadas sobre os ecossistemas.

Ficou evidente que, para uma valoração clara e efetiva dos serviços ecossistêmicos, é

necessário estabelecer uma definição objetiva das limitações ecológicas da valoração marginal, conforme proposta pela economia tradicional. Isso possibilita capturar de forma mais abrangente as múltiplas dimensões das mudanças nos ecossistemas.

Portanto, a valoração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos deve considerar não apenas os aspectos econômicos, mas também os valores ecológicos e socioculturais, os quais não são plenamente capturados por abordagens monetárias convencionais. É preciso adotar métodos diferenciados, sensíveis às especificidades dos contextos ambientais e sociais, de forma a refletir tais valores na tomada de decisões políticas e institucionais.

A complexidade da valoração dos serviços ecossistêmicos decorre de sua natureza multidimensional envolvendo simultaneamente dimensões ecológicas, socioculturais e econômicas. Algumas dessas dimensões são passíveis de quantificação monetária; outras, como os valores estéticos, espirituais ou simbólicos, desafiam abordagens tradicionais.

Contudo, a valoração monetária dos serviços ecossistêmicos florestais desempenha papel fundamental ao atribuir preços à natureza, tornando os resultados da avaliação mais tangíveis e interpretáveis para os tomadores de decisão, especialmente em comparação com serviços menos materiais, como a regulação estética, espiritual ou biológica (Pache, Abrudan e Niță, 2021).

2.5.1 Valoração Econômica Ambiental de Manguezais

Há um consenso entre especialistas de que os ecossistemas de manguezal fornecem diversos serviços ecossistêmicos relevantes, como a pesca, a proteção contra a erosão costeira, a regulação da sedimentação e a provisão de madeira. Além disso, os manguezais são reconhecidos como importantes indicadores de risco ambiental e eficientes sequestradores de carbono (Mukherjee et al., 2014).

A dimensão mais tangível desses ecossistemas, enquanto provedores de bens, é comumente a mais valorizada, especialmente por populações que deles dependem diretamente para a subsistência. Por outro lado, os serviços que não resultam em bens comercializáveis, como a regulação climática ou a ciclagem de nutrientes, tendem a ser subvalorizados ou ignorados nos processos decisórios, em razão da complexidade de sua mensuração econômica. Essa invisibilidade contribui para a negligência sistemática dos manguezais, mesmo sendo ecossistemas ricos em biodiversidade e funcionalidade ecológica (Abantao et al., 2015).

Os manguezais acumulam carbono tanto na biomassa aérea quanto subterrânea. No entanto, parte significativa desse carbono pode ser liberada em prazos curtos ou médios devido ao corte raso, à decomposição orgânica e à exportação de matéria orgânica para ecossistemas adjacentes. A longo prazo, a principal forma de sequestro efetivo ocorre no solo, com potencial de formação de turfa em condições específicas.

Embora reconhecidos por seu papel na manutenção do bem-estar humano, os manguezais ainda carecem de uma valoração econômica abrangente, que reflita todos os bens e serviços que oferecem. Essa lacuna limita sua integração em políticas públicas e planos de manejo ambiental. Contudo, o potencial de valoração abrangendo tanto valores de uso direto e indireto quanto de não uso é significativo. Tais valores podem ser estimados com base na disposição da sociedade em pagar pela conservação e uso sustentável desses recursos (UNEP, 2011).

Transformar esses benefícios em indicadores econômicos claros continua sendo um desafio substancial, especialmente em países em desenvolvimento. A estruturação de instrumentos econômicos, como os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), pode gerar fundos para a conservação e garantir benefícios socioeconômicos às comunidades locais. A Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos (CICES) identificou 16 categorias principais de serviços fornecidos pelos manguezais, cuja valoração econômica varia (Mukherjee *et al.*, 2014; TEEB, 2012).

Adotar uma abordagem ecossistêmica para o manejo dos manguezais é fundamental para compreender a complexidade das interações ecológicas e socioeconômicas envolvidas. Essa perspectiva é especialmente relevante em contextos de vulnerabilidade social, onde a valoração adequada pode contribuir para a equidade, o desenvolvimento sustentável e a redução da pobreza (Peixoto, 2011).

Dentre os diversos serviços ecossistêmicos prestados pelos manguezais, destaca-se o sequestro de carbono, cuja relevância cresce no contexto das mudanças climáticas. Assim, a valoração econômica e social desse processo torna-se central para as estratégias de mitigação ambiental e para o fortalecimento de políticas sustentáveis.

2.5.2 Sequestro de Carbono como meio de valoração econômico e social

Com o avanço das mudanças climáticas e seus efeitos globais, o sequestro de carbono tornou-se uma estratégia fundamental para a redução das emissões de gases de efeito estufa (IPCC, 2021). Esse procedimento que consiste na captura e armazenamento do dióxido de carbono atmosférico representa não apenas uma medida ambiental relevante, mas também uma oportunidade de geração de valor econômico e promoção de justiça social.

A valoração do carbono capturado por mecanismos naturais, como florestas e solos, ou por tecnologias artificiais, permite a internalização de externalidades negativas, integrando a conservação ambiental às decisões econômicas. Essa proposta ganha relevância nas discussões iniciadas com o Protocolo de Quioto, firmado em 1997, que incentivou compromissos multilaterais por meio de instrumentos de mercado (Morgado Cerqueira, Roxo e Calvo-Cases, 2023).

Nesse contexto, o mercado de créditos de carbono assume papel central na estruturação de práticas sustentáveis. Ao transformar o carbono sequestrado em ativo negociável, cria-se um ambiente favorável à mobilização de capitais privados e ao fomento à inovação tecnológica. A valoração econômica do carbono torna-se, assim, um instrumento de articulação entre interesses ambientais e exigências de desenvolvimento (Russo, Maselli e Nesticò, 2023).

Observa-se também o avanço de iniciativas como recomposição florestal, reflorestamento e práticas de manejo sustentável do solo, que reduzem as emissões de CO₂ e impulsionam economias locais, gerando empregos em áreas como engenharia ambiental, silvicultura e ciências agrárias (CI; IUCN; IOC, 2019).

Em regiões costeiras, o sequestro de carbono em ecossistemas como manguezais e zonas de “carbono azul” destaca-se como ferramenta complementar para a conservação da biodiversidade e o fortalecimento da resiliência socioambiental. A valoração desses serviços permite alinhar objetivos ecológicos e financeiros, fortalecendo políticas públicas sustentáveis.

Estudos sobre injeção em reservatórios geológicos também mostram que a utilização de CO₂ em campos de petróleo parcialmente esgotados. Usando técnica conhecida como recuperação avançada de petróleo pode aumentar a produção e promover o sequestro duradouro de carbono (Bergstrom e Ty, 2017).

Projetos como o Weyburn-Midale⁷, no Canadá, demonstram a viabilidade dessa estratégia com benefícios tanto privados quanto coletivos. Projeções apontam que os mercados de carbono terão papel crescente no financiamento de ações florestais e de restauração, alinhadas às metas globais de descarbonização (Pache, Abrudan e Niñá, 2020).

Portanto, o sequestro de carbono representa um importante avanço na conscientização ambiental, especialmente para comunidades costeiras. Aliado à ideia de que "só tem valor aquilo que se pode vender", o carbono capturado torna-se uma via legítima de rentabilização da conservação e reabilitação de ecossistemas degradados.

2.6 Estoques de carbono em ecossistemas costeiros

Para que essa estratégia de valoração seja efetiva, é fundamental compreender os estoques de carbono nos diferentes tipos de ecossistemas. Nesse contexto, os ecossistemas costeiros merecem destaque devido à sua elevada capacidade de sequestro e armazenamento de carbono, desempenhando papel crucial na mitigação das mudanças climáticas.

Os ecossistemas costeiros desempenham um papel fundamental na proteção da vida terrestre, não apenas por atuarem como barreiras naturais contra eventos extremos, como o amortecimento de ondas oceânicas, mas também por sua crescente importância no sequestro e armazenamento de carbono. Essa funcionalidade é considerada um dos principais contributos desses ambientes para a mitigação das mudanças climáticas.

Manguezais, pradarias marinhas e pântanos salgados são exemplos de ecossistemas que armazenam carbono tanto na biomassa quanto nos sedimentos, sendo essa capacidade fortemente influenciada por fatores ecológicos, biofísicos e hidrodinâmicos.

A dinâmica biogeoquímica dos estoques de carbono nesses ambientes não depende unicamente do tipo de habitat, mas também da conectividade ecológica e das características morfofísicas da paisagem costeira. Essa complexidade reforça a necessidade de uma compreensão

⁷ O projeto Weyburn Midale mostra uma contenção eficaz de CO₂ por meio de suas principais unidades de vedação: o Midale Evaporite, o Frobisher Evaporite e a zona alterada, que evitam coletivamente a migração de CO₂, destacando a viabilidade operacional das estratégias de captura de carbono no gerenciamento de reservatórios (Nickel e Qing, 2005). Estudos experimentais indicam uma rutura geoquímica mínima da rocha hospedeira, confirmando a estabilidade da formação sob condições de injeção de CO₂ (Rochelle *et al.*, 2004).

integrada sobre os processos que regulam o ciclo do carbono nessas zonas de transição entre os ambientes terrestre e marinho.

Estudos indicam que os ecossistemas costeiros possuem elevada capacidade de capturar e armazenar carbono orgânico tanto na biomassa aérea quanto nos sedimentos subjacentes. Manguezais, em particular, podem estocar até dez vezes mais carbono por unidade de área do que florestas tropicais terrestres (Donato et al., 2011). Além do sequestro de carbono, esses ecossistemas prestam serviços ecossistêmicos essenciais, como a proteção contra a erosão costeira, o suporte à biodiversidade e a regulação climática (Puthucherril, 2024).

Segundo Parida et al. (2024), o processo de captura de carbono ocorre principalmente por meio da fotossíntese realizada pela vegetação costeira, seguida pela deposição de matéria orgânica nos sedimentos marinhos. Esses mecanismos são cruciais para a regulação do ciclo global do carbono, contribuindo significativamente para o enfrentamento das mudanças climáticas.

Nos manguezais, estruturas como raízes aéreas e sistemas subterrâneos complexos favorecem o acúmulo de material orgânico ao reduzir a velocidade das marés e facilitar o assentamento de sedimentos. A eficiência desse processo varia conforme a espécie de mangue e sua capacidade de reter tanto sedimentos orgânicos quanto inorgânicos (Chaudhuri, Chaudhuri e Ghosh, 2019).

As condições anóxicas típicas desses ecossistemas retardam a decomposição da matéria orgânica, tornando os sedimentos costeiros reservatórios altamente eficientes de carbono a longo prazo, com capacidade de armazenamento que pode perdurar por séculos ou milênios (McLeod et al., 2011).

Apesar de seu reconhecido papel como sumidouros naturais de carbono, ecossistemas costeiros também podem atuar como fontes de GEE, como metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). Fatores como salinidade variável, alterações hidrológicas e interações bióticas influenciam esse potencial de emissão. De acordo com Lanari et al. (2024), processos como a eutrofização, frequentemente intensificada pela presença excessiva de macroalgas oportunistas, contribuem para a liberação adicional de GEE nesses ambientes aquáticos.

Adicionalmente, atividades humanas como urbanização desordenada, expansão agrícola, aquicultura intensiva e os impactos das mudanças climáticas têm acelerado a degradação e destruição desses ecossistemas, ameaçando sua capacidade de armazenar carbono. A conversão de manguezais para empreendimentos aquícolas, por exemplo, pode resultar na liberação de grandes

volumes de carbono previamente acumulado nos sedimentos, agravando o aquecimento global (Alongi, 2012).

A conservação desses ambientes é essencial para evitar emissões adicionais e garantir a continuidade do sequestro de carbono. Projetos de restauração ecológica, incluindo o replantio de manguezais e a recuperação de pradarias marinhas, mostram que áreas restauradas podem retomar sua funcionalidade como sumidouros de carbono em algumas décadas (Duarte *et al.*, 2013). Além dos benefícios climáticos, essas ações promovem a resiliência de comunidades costeiras, oferecendo proteção contra desastres naturais e outros serviços ecossistêmicos fundamentais.

No entanto, a efetividade desses processos pode ser significativamente comprometida pelas mudanças no uso e cobertura da terra, que afetam diretamente os estoques de carbono. Compreender esses impactos é essencial para o delineamento de políticas públicas eficazes de mitigação e conservação.

2.7 Impactos do uso e cobertura da terra sobre os estoques de carbono

Conforme discutido, os ecossistemas costeiros são reservatórios naturais de carbono de elevada importância. No entanto, sua capacidade de armazenamento pode ser severamente comprometida por ações antrópicas, especialmente alterações no uso e cobertura da terra, conforme detalhado a seguir.

As alterações no uso e na cobertura da terra figuram entre os principais determinantes da dinâmica dos estoques de carbono, influenciando de forma expressiva o ciclo global desse elemento. Processos como o desmatamento, a urbanização e a expansão agropecuária promovem mudanças na estrutura da vegetação e na integridade dos solos, comprometendo a capacidade natural dos ecossistemas de atuarem como sumidouros de carbono. Como consequência, tais alterações tornam-se vetores relevantes no aumento das emissões de GEE.

Ecossistemas terrestres, em especial as florestas tropicais, funcionam como importantes reservatórios de carbono, armazenando esse elemento tanto na biomassa aérea e subterrânea quanto nos horizontes superficiais do solo. No entanto, a pressão crescente das atividades antrópicas tem causado a degradação desses sistemas, resultando na perda de cobertura vegetal, fragmentação de habitats e erosão dos solos fatores que afetam diretamente o equilíbrio do carbono.

Estudos realizados em manguezais revelam que mudanças históricas no uso da terra, como a

conversão para salinas, estão associadas à liberação de quantidades significativas de carbono previamente armazenado no solo. Essa perturbação contribui para o agravamento do aquecimento global, intensificando as emissões atmosféricas de GEE (Foley *et al.*, 2005a; Rodrigues *et al.*, 2024).

Entre os impactos mais alarmantes está o desmatamento, particularmente em florestas tropicais. A remoção da cobertura vegetal leva à liberação imediata do carbono contido na biomassa, ao mesmo tempo que reduz a capacidade de sequestro e o estoque de carbono no solo. De acordo com Malhi *et al.* (2008), a perda de aproximadamente 17% da floresta amazônica original já representa uma ameaça concreta, com potencial de emissões substanciais de CO₂. Na Calábria, Itália, Khachoo *et al.* (2024) identificaram, entre 2000 e 2024, um declínio dos estoques de carbono associado a mudanças no uso do solo, resultando na emissão de cerca de 6.558.070 Mg de CO₂.

Além disso, (Gao *et al.*, 2024), destacam que fatores como a topografia e o regime climático regional modelam a estabilidade dos estoques de carbono em cenários de mudança no uso da terra. A conversão de áreas naturais para agricultura intensiva, especialmente quando acompanhada do uso inadequado de insumos e práticas de monocultura, acelera a degradação do solo e a liberação do carbono armazenado. Em contrapartida, sistemas agrícolas sustentáveis, como agroflorestas e a rotação de culturas, têm demonstrado elevado potencial de retenção e regeneração de carbono no solo (Lal, 2004).

A expansão urbana também representa uma ameaça significativa, à medida que substitui ecossistemas naturais por superfícies impermeáveis, reduzindo a capacidade de sequestro de carbono e contribuindo para a formação de ilhas de calor (Seto, Güneralp e Hutyrá, 2012).

Assim, as mudanças no uso e cobertura da terra impõem desafios substanciais à manutenção dos estoques de carbono. Políticas públicas voltadas à conservação florestal, ao manejo sustentável dos solos e ao ordenamento territorial urbano são essenciais para conter essas perdas, promover a resiliência ecossistêmica e contribuir para a mitigação das mudanças climáticas.

Nesse cenário de crescentes pressões antrópicas sobre os ecossistemas, torna-se imperativo analisar também as implicações socioeconômicas da conservação ambiental, especialmente em áreas sensíveis como os manguezais, que sustentam inúmeras comunidades costeiras.

2.8 Implicações socioeconômicas da conservação de manguezais

Diante das evidências de que alterações no uso da terra afetam diretamente os estoques de carbono e a estabilidade climática, torna-se essencial refletir também sobre os aspectos sociais e econômicos que envolvem os ecossistemas. Nesse contexto, os manguezais merecem atenção especial, pois seu papel vai além da esfera ambiental, afetando diretamente o bem-estar de comunidades costeiras.

A importância dos manguezais tem sido amplamente discutida no meio acadêmico devido ao papel crucial desses ecossistemas na manutenção dos serviços ambientais essenciais à vida humana. Diversos estudos reconhecem que a relevância dos manguezais vai além dos aspectos puramente ecológicos, tocando diretamente o cotidiano e o sustento de comunidades costeiras, frequentemente vulneráveis às mudanças ambientais e socioeconômicas.

Dotados de alta produtividade biológica e notável capacidade adaptativa especialmente em regiões tropicais e subtropicais os manguezais constituem verdadeiros recursos estratégicos para a conservação ambiental. Essa relevância não se restringe apenas à sua biodiversidade, mas se estende ao papel vital que desempenham no fortalecimento das economias locais e na proteção de populações que dependem diretamente dos recursos naturais para sua sobrevivência. No entanto, embora haja amplo consenso científico acerca desses benefícios, diversos fatores, como o desmatamento, a expansão da aquicultura intensiva e a crescente urbanização costeira, têm contribuído significativamente para a degradação desses ambientes, ameaçando sua existência em diversas partes do mundo (Alongi, 2012).

Ao analisar a realidade de regiões específicas, como Machangulo, no sul de Moçambique, percebe-se claramente que as ameaças mencionadas não são apenas questões ambientais, mas assumem contornos sociais e econômicos bastante complexos. A dependência direta das comunidades costeiras em relação aos recursos oferecidos pelos manguezais faz com que qualquer desequilíbrio ecológico tenha implicações imediatas e profundas no cotidiano dessas populações. Muitas dessas comunidades encontram nos manguezais a matéria-prima para construção de suas habitações, extraem alimentos que garantem sua segurança nutricional e geram renda familiar a partir do manejo sustentável dos recursos naturais locais (Sandilyan e Kathiresan, 2012).

Esse cenário reforça ainda mais a importância desses ecossistemas. De acordo com os mesmos autores, mais de 80% das capturas globais de peixes dependem diretamente dos

manguezais, que funcionam como verdadeiros berçários naturais para inúmeras espécies marinhas de importância comercial. Além disso, estima-se que cerca de 90% dos organismos marinhos tenham parte significativa de seu ciclo vital associado a esses ambientes, o que destaca a importância crítica da preservação dos manguezais para a segurança alimentar e a sustentabilidade econômica global.

Para além dessa provisão direta de recursos naturais, os manguezais desempenham uma função vital na proteção das comunidades costeiras contra tempestades e na mitigação da erosão marinha, reduzindo significativamente os custos sociais e econômicos associados a desastres naturais. Essa proteção natural amplia a resiliência das comunidades, conferindo segurança e reduzindo vulnerabilidades em um contexto de crescente exposição a eventos climáticos extremos (Spalding, Blasco e Field, 1999).

Menos visível, porém não menos essencial, é o papel dos manguezais na regulação climática. Estes ecossistemas são reconhecidos como importantes sumidouros naturais de carbono, contribuindo decisivamente para a mitigação das mudanças climáticas globais (Donato *et al.*, 2012). Embora esse serviço seja frequentemente subestimado por sua pouca visibilidade imediata para as comunidades locais, é justamente sua continuidade que garante a manutenção sustentável de todos os demais serviços oferecidos pelos manguezais.

Contudo, esses benefícios apenas se concretizam plenamente quando o equilíbrio ecológico desses ambientes é mantido. Esse equilíbrio encontra-se constantemente ameaçado pelas pressões antrópicas, sobretudo a expansão da aquicultura e a urbanização acelerada. Essas atividades, embora tragam benefícios econômicos imediatos, como é o caso da aquicultura de camarão, frequentemente comprometem os benefícios ecológicos sustentáveis a longo prazo, prejudicando o próprio futuro socioeconômico das comunidades que inicialmente buscam nelas uma fonte de renda (Valiela, Bowen e York, 2001).

Nesse cenário conflituoso, a conservação dos manguezais requer um entendimento aprofundado e sensível das complexas relações entre necessidades econômicas imediatas e sustentabilidade ambiental de longo prazo. Não é incomum que surjam tensões entre as comunidades locais e as estruturas governamentais responsáveis pela implementação das políticas conservacionistas, principalmente quando os direitos dessas comunidades não são respeitados ou devidamente considerados (Kumeh, 2023).

Outro fator crítico identificado é a baixa participação das comunidades locais em programas

conservacionistas baseados em mecanismos econômicos, como os mercados de carbono. Essa falta de envolvimento limita significativamente os benefícios que poderiam ser gerados, reduzindo também a eficácia das próprias iniciativas de conservação.

Dessa forma, fica evidente que as estratégias mais eficazes são aquelas que consideram a participação ativa das comunidades locais, desde o planejamento até a implementação e o monitoramento das políticas. Iniciativas baseadas em avaliações rurais participativas e ações educativas têm demonstrado potencial para alinhar melhor as necessidades comunitárias aos objetivos conservacionistas, fortalecendo simultaneamente a sustentabilidade ambiental e socioeconômica (Arfan *et al.*, 2024). A experiência tem mostrado que é imprescindível o desenvolvimento de programas de educação ambiental, a criação de incentivos financeiros diretos às comunidades responsáveis pela proteção desses ecossistemas, além do investimento em pesquisas que busquem compreender melhor as dinâmicas locais e os impactos socioeconômicos das ações de conservação.

Em síntese, a conservação dos manguezais configura-se como um desafio complexo, que demanda uma abordagem integrada e humanizada. O sucesso das estratégias de conservação depende diretamente da capacidade de compreender e atender simultaneamente às necessidades ecológicas dos manguezais e às demandas socioeconômicas das comunidades locais. Apenas dessa maneira será possível garantir um futuro sustentável, em que desenvolvimento econômico e preservação ambiental caminhem juntos, beneficiando diretamente as populações locais, que são, em última instância, os verdadeiros guardiões desses valiosos ecossistemas.

2.9 Manguezais características, vulnerabilidades e os serviços ecossistêmicos

Os manguezais constituem ecossistemas costeiros de transição entre ambientes marinhos e terrestres, caracterizados pela adaptação a condições ambientais extremas, como a variação da salinidade, do nível da maré e da oxigenação do solo. A sua distribuição global abrange cerca de 123 países, ocupando aproximadamente 152.000 km², dos quais mais de 40% concentram-se na Ásia, sendo o restante distribuído pelas Américas, África e Oceania (Giri *et al.*, 2011). Apesar de sua importância ecológica e socioeconômica, estima-se que entre 20% e 35% da cobertura mundial de manguezais tenha sido perdida desde 1980, sobretudo em razão da expansão urbana, da agricultura costeira e da aquicultura (Goldberg *et al.*, 2020; Hamilton e Casey, 2016).

Ecologicamente, os manguezais encontram-se intrinsecamente conectados a outros sistemas costeiros, como recifes de corais, pradarias de ervas marinhas e florestas tropicais úmidas, compondo redes interdependentes de elevado valor ecológico (Nagelkerken *et al.*, 2008). Essa conectividade confere a esses ecossistemas um papel fundamental na manutenção da biodiversidade marinha, funcionando como berçários naturais para diversas espécies de peixes, crustáceos e moluscos de interesse econômico (Nagelkerken *et al.*, 2008).

Do ponto de vista dos serviços ecossistêmicos, os manguezais apresentam elevada multifuncionalidade. Em primeiro lugar, atuam como barreiras naturais contra a erosão costeira, estabilizando linhas de costa e reduzindo a vulnerabilidade de comunidades litorâneas a eventos extremos, como ciclones, tempestades e tsunamis (DIN, 2001). Sua capacidade de retenção de sedimentos é notável, podendo chegar a 3,8 toneladas por hectare/ano, o que contribui diretamente para a preservação de recifes de corais e a redução do assoreamento de ambientes marinhos adjacentes (Adame *et al.*, 2021). Além disso, os manguezais são considerados sumidouros de carbono de alta eficiência, apresentando taxas de sequestro superiores às das florestas tropicais terrestres, uma vez que acumulam carbono tanto na biomassa aérea como nos solos alagados (Alongi, 2008; Donato *et al.*, 2011).

Todavia, a crescente pressão antrópica tem comprometido a sustentabilidade desses ecossistemas. A conversão de manguezais em áreas de aquicultura, especialmente para a carcinicultura, responde por até 38% do desmatamento global de manguezais (Hamilton e Casey, 2016). No Equador, a expansão da aquicultura de camarão desempenhou um papel central na redução da cobertura de manguezais ao longo de décadas. Estimativas indicam que 27,3% da área de mangue foi perdida entre 1969 e 2006, afetando cerca de 55.739 hectares do bioma original principalmente nas províncias costeiras de Esmeraldas e Manabí como resultado direto da conversão de áreas naturais em viveiros de camarão (Jaramillo *et al.*, 2023). Essas práticas intensivas, ao atenderem a demandas econômicas de curto prazo, acarretam a degradação de habitats críticos, afetando serviços ecossistêmicos essenciais e comprometendo a segurança alimentar de populações locais.

A degradação dos manguezais implica não apenas perda ambiental, mas também acentua desigualdades sociais. Comunidades costeiras em países em desenvolvimento dependem fortemente desses ecossistemas em regiões como Bangladesh e Indonésia, até 90% da proteína animal consumida pelas populações locais provém direta ou indiretamente dos manguezais (Cinner

et al., 2012). Ademais, estudos demonstram que mulheres, frequentemente responsáveis pela coleta de recursos como moluscos e crustáceos, estão entre as mais vulneráveis à perda desses ecossistemas, ampliando quadros de insegurança alimentar e desigualdade de gênero (Friess *et al.*, 2019).

Do ponto de vista climático, embora historicamente considerados ecossistemas resilientes, os manguezais revelam-se altamente vulneráveis ao aumento acelerado do nível do mar. O (IPCC, 2014) já alertava para os riscos de redução drástica dessas florestas caso não se reduzam substancialmente as emissões globais de GEE. Modelos recentes projetam que, na ausência de aporte sedimentar suficiente, entre 30% e 70% dos manguezais podem desaparecer até o final do século, em função da elevação do nível do mar e da intensificação de eventos climáticos extremos (Sasmito *et al.*, 2016; Spencer, Möller e Reef, 2016)

Apesar de serem ecossistemas altamente produtivos, tanto em biomassa aérea quanto subterrânea, sua capacidade de adaptação natural encontra limites frente à combinação de pressões humanas e mudanças climáticas. Isso significa que a continuidade da degradação compromete não apenas a provisão de serviços ecossistêmicos básicos, como proteção costeira e sequestro de carbono, mas também a sustentabilidade das formas de vida tradicionais que dependem desses ecossistemas (Jennerjahn *et al.*, 2017).

Nesse contexto, a conservação dos manguezais vem ganhando destaque nas políticas internacionais de mitigação climática. Sua inclusão nas NDCs, no âmbito do Acordo de Paris, reflete esse reconhecimento. O Brasil lançou em junho de 2024 o Programa Nacional para a Conservação e o Uso Sustentável dos Manguezais (ProManguezal), como parte desse esforço, foram criadas novas unidades de conservação no Pará, ampliando em 74 700 hectares a área de manguezais protegida (Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2025). Essa tendência sinaliza a crescente valorização dos manguezais como infraestruturas naturais estratégicas para a adaptação às mudanças climáticas e para a promoção do desenvolvimento sustentável.

Portanto, os manguezais devem ser entendidos não apenas como reservas biológicas, mas como ecossistemas vitais para a resiliência socioambiental global. Sua proteção demanda uma abordagem interdisciplinar que una ciência ecológica, políticas públicas eficazes e valorização dos saberes tradicionais das comunidades costeiras.

2.9.1 Ecossistema Manguezal em Moçambique

A localização geográfica de Moçambique, no extremo sul da costa oriental da África tropical, confere ao país condições privilegiadas para o desenvolvimento dos manguezais, ecossistemas reconhecidos entre os mais produtivos e importantes do planeta. Com uma linha de costa de aproximadamente 2.770 km, Moçambique detém a segunda maior extensão de manguezais da África, atrás apenas da Nigéria, o que lhe confere destaque na conservação costeira e nos estudos sobre serviços ecossistêmicos, em particular no âmbito do carbono azul e da resiliência socioecológica (Giri et al., 2011).

A distribuição desses ecossistemas ao longo da costa moçambicana é influenciada pela topografia, pelo regime hidrológico e pelas condições climáticas regionais. O território apresenta um suave declive do interior para o litoral, o que favorece a drenagem dos rios em direção ao Oceano Índico. Esse padrão, associado a uma maior pluviosidade nas regiões centro e norte, explica a maior concentração de manguezais nessas áreas, em contraste com a menor ocorrência no sul, onde a precipitação é mais escassa e a ocupação humana mais intensa (IPCE, 2005). De acordo com imagens de satélite analisadas por Giri et al. (2011), a área total de manguezais em Moçambique era de cerca de 318.851 hectares, dos quais aproximadamente 80% localizavam-se nas regiões central e norte.

A configuração espacial dos manguezais pode ser compreendida a partir da divisão fisiográfica proposta por Barbosa, Cuambe e Bandeira (2001), que segmenta a costa moçambicana em três regiões arenosa no Sul, estuarina no Centro e coralina no Norte. No Norte, os manguezais se distribuem entre o rio Ruvuma, na fronteira com a Tanzânia, e Angoche, em Nampula, destacando-se pela associação com sistemas recifais no Arquipélago das Quirimbas, inserido em área de proteção nacional (Hughes e Hughes, 1992). Nessa região, bosques bem desenvolvidos ocorrem em áreas como Lumbo, Mecúfi e Ilha do Ibo, formando habitats críticos para a fauna marinha e para espécies de aves migratórias.

Na região central concentram-se os sistemas mais extensos do país, sustentados por rios de grande porte como o Zambeze, o Púnguè e o Save, que transportam abundantes aluviões e criam condições ideais para o estabelecimento de florestas densas e contínuas. O delta do Zambeze constitui o exemplo mais emblemático, estendendo-se por cerca de 180 km e abrigando quase metade de toda a cobertura nacional de manguezais, sendo considerado o maior mosaico desse

ecossistema na costa oriental da África (Barbosa, Cuambe e Bandeira, 2001).

Já a região sul apresenta manguezais menos extensos e mais fragmentados, distribuídos entre o rio Save e a fronteira com a África do Sul. Destacam-se áreas localizadas nas baías de Inhambane, Xai-Xai e Maputo, bem como na Ilha da Inhaca, onde os manguezais cobrem mais de 50% da linha costeira. Embora menos expressiva em termos de área, esta região concentra pressões urbanas e turísticas significativas, o que torna seus ecossistemas mais vulneráveis à degradação.

A distribuição e a disposição dos manguezais de Moçambique são ilustradas na figura 3, onde pode ser observado a sua extensão quase que similar a toda linha costeira do país.

Além da relevância ecológica, os manguezais de Moçambique desempenham funções socioeconômicas cruciais. Esses ecossistemas fornecem recursos diretos, como madeira e lenha, sustentam a pesca artesanal e atuam como berçários para espécies marinhas de importância comercial. No plano ecológico, contribuem para a estabilização de sedimentos, a proteção contra tempestades e a erosão costeira, além de desempenharem papel estratégico na captura e armazenamento de carbono, fator essencial para a mitigação das mudanças climáticas.

Contudo, a integridade desses ecossistemas vem sendo ameaçada por múltiplas pressões antrópicas. Nas cidades da Beira e de Maputo, o crescimento urbano desordenado, a exploração madeireira, a sobrepesca e a expansão de infraestruturas costeiras têm reduzido a cobertura vegetal e comprometido a resiliência ecológica. Esse processo reflete padrões globais de degradação de manguezais, mas em Moçambique os efeitos se tornam ainda mais críticos devido à forte dependência das comunidades locais desses recursos para a subsistência e para atividades econômicas como turismo e pesca artesanal.

Assim, os manguezais moçambicanos configuram-se como patrimônios naturais de extraordinário valor, tanto ecológico quanto socioeconômico. A concentração dos bosques no centro do país, os mosaicos recifais associados do Norte e a vulnerabilidade dos sistemas fragmentados do sul revelam a necessidade de políticas de conservação diferenciadas por região, que articulem conhecimento científico, manejo comunitário e estratégias de adaptação climática. A gestão integrada desses ecossistemas é, portanto, essencial para assegurar sua sustentabilidade a longo prazo e para garantir a manutenção dos serviços ambientais e sociais que sustentam milhões de pessoas ao longo da costa do país.

2.9.2 Diversidade do Manguezal em Moçambique

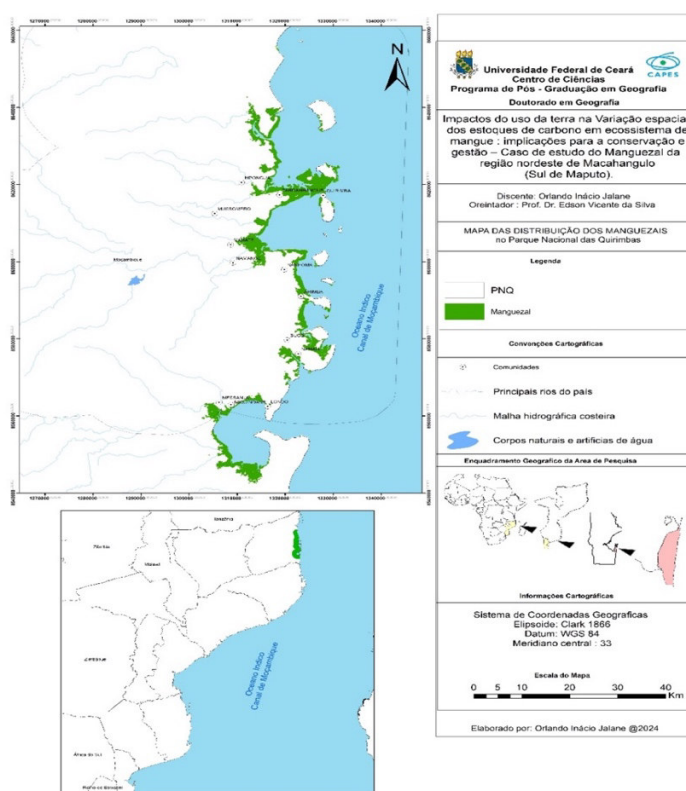
Moçambique possui uma das linhas costeiras mais extensas do continente africano, com cerca de 2.770 km de comprimento, e abriga uma das maiores áreas de manguezais da África, com estimativas que variam entre 300.000 e 396.000 hectares. Essa área corresponde a aproximadamente 12% da cobertura total de manguezais do continente (Barbosa, Cuambe e Bandeira, 2001; Fatoyinbo *et al.*, 2008; Giri *et al.*, 2011; Shapiro, 2018).

Esses ecossistemas desenvolvem-se majoritariamente em deltas, estuários e baías costeiras, configurando-se como ambientes estratégicos para a proteção contra erosão costeira, o sequestro

de carbono e a subsistência de comunidades locais (Alongi, 2015; Donato et al., 2011).

As maiores extensões de manguezais encontram-se nas regiões centro-norte, ao norte do rio Save. Destacam-se, em particular, o delta do rio Zambeze que sozinho concentra cerca de 50% da cobertura nacional e as províncias de Nampula e Cabo Delgado, especialmente na área do Parque Nacional das Quirimbas (PNQ) (Barbosa, Cuambe e Bandeira, 2001; Machava-António *et al.*, 2020; Stringer, Trettin e Zarnoch, 2016). A figura 4 mostra de forma detalhada a distribuição dos manguezais no parque nacional das Quirimbas.

Figura 4 - Distribuição dos manguezais no PNQ – Cabo delegado



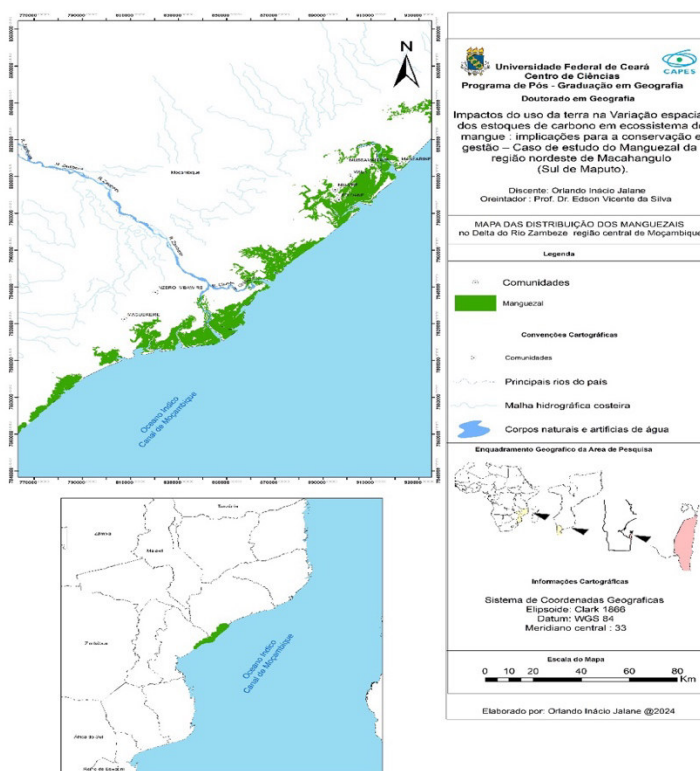
Fonte: Elaboração própria (2023), com base nos dados do Global Forest Watch (2020).

Ao sul do rio Save, a Baía de Maputo representa o principal núcleo de manguezais, marcando o limite meridional da distribuição ecológica desse tipo de vegetação (Saket e Matusse, 1994). Em termos de diversidade, Moçambique possui nove espécies de mangue já registradas: *Avicennia marina*, *Bruguiera gymnorhiza*, *Ceriops tagal*, *Rhizophora mucronata*, *Lumnitzera*

racemosa, *Heritiera littoralis*, *Sonneratia alba*, *Xylocarpus granatum* e *Xylocarpus moluccensis*.

A composição florística varia regionalmente, sendo influenciada por fatores ambientais como o regime de marés, a salinidade, o aporte de sedimentos e a influência fluvial (Nicolau *et al.*, 2017; Siteo, Mandlate e Guedes, 2014). No PNQ, por exemplo, foram identificadas sete espécies distintas, com destaque para *Ceriops tagal* e *Rhizophora mucronata*, as mais representativas (Nicolau *et al.*, 2017). Já o delta do rio Zambeze destaca-se como a área de maior diversidade e abundância de manguezais no país, abrigando todas as espécies registradas, distribuídas em mosaicos heterogêneos de diferentes estratos de dossel (Trettin; Stringer; Zarnoch, 2016). Os manguezais da região central de Moçambique são ilustrados na Figura 5 que representa a variação espacial do mangue dessa zona de influência única e densamente povoada por diversas espécies.

Figura 5 - Distribuição dos manguezais no Delta do Rio Zambeze.



Fonte: elaboração própria (2023), com base nos dados do Global Forest Watch (2020).

No sul do país, além da Baía de Maputo, a província de Inhambane abriga importantes formações de manguezais, estimadas em cerca de 20.000 hectares. Na Baía de Maputo, foram

identificadas cinco espécies, com predomínio de *Avicennia marina*, considerada a espécie de maior valor social e econômico (Machava et al., 2022).

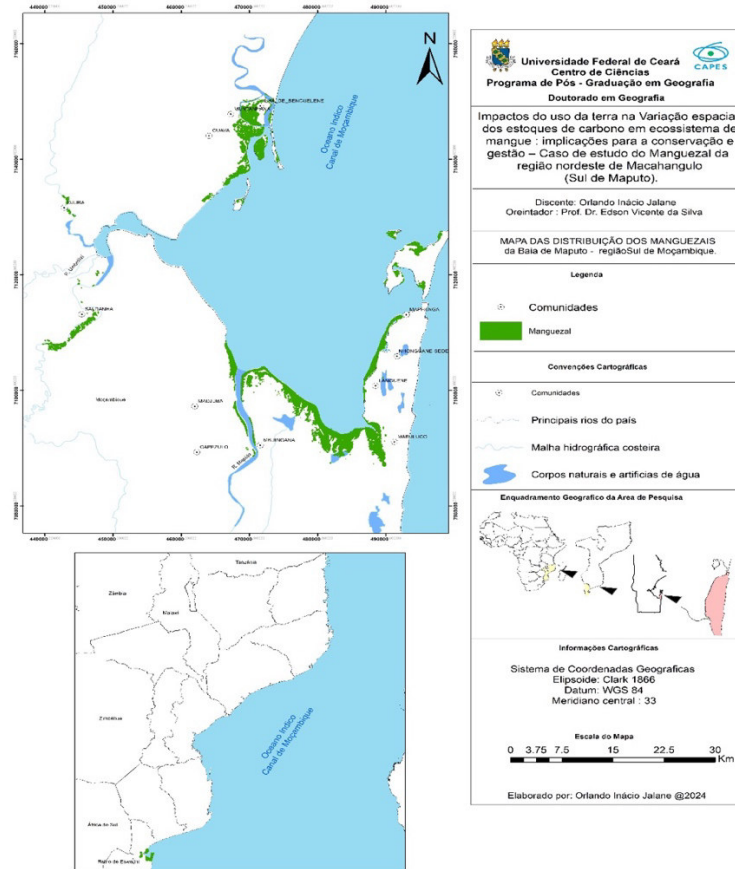
Apesar de sua menor extensão comparada às regiões centro e norte, os manguezais do sul estão sob forte pressão antrópica. Destacam-se os da Baía de Maputo, que vêm sendo severamente afetados pela urbanização acelerada das cidades de Maputo e Matola, pela poluição e exploração intensiva de recursos naturais através das comunidades costeiras (Beja Da Costa e Mazzolini, 2021; Jalane *et al.*, 2024; Machava-António *et al.*, 2022). Estudos apontam uma redução superior a 42% da cobertura de manguezais na área da Costa do Sol entre 1990 e 2020, evidenciando a vulnerabilidade desses ecossistemas em áreas urbanizadas (Jalane et al., 2024).

Em contrapartida, iniciativas no delta do Zambeze mostram que o manejo sustentável pode conciliar conservação ambiental e uso comunitário dos recursos. Projetos de apicultura, extração controlada de madeira e programas de educação ambiental têm proporcionado benefícios socioeconômicos, promovendo modelos de governança mais participativos (Machava-António *et al.*, 2020; Siteo, Mandlate e Guedes, 2014).

A participação comunitária constitui um elemento-chave para a mitigação dos impactos associados à perda dos ecossistemas florestais, sobretudo os sistemas costeiros, como os manguezais. No entanto, a real extensão da atuação das comunidades moçambicanas na conservação e manejo desses ecossistemas ainda carece de maior clareza. O uso de pequenos barcos para pesca e a coleta de lenha ou material combustível, aliados a práticas extrativistas não sustentáveis e à ocorrência de desastres naturais, figuram entre os principais desafios enfrentados para a preservação dos manguezais nesta região parte da qual constitui a área de estudo da presente pesquisa.

A distribuição dos manguezais na Baía de Maputo, abrangendo a área do Estudo de Machangulo (EM), está representada na Figura 6.

Figura 6 - Distribuição dos manguezais na Baía de Maputo – região sul de Maputo.



Fonte: elaboração própria, 2023, a partir de dados da Global Forest Watch 2020.

Portanto, a distribuição dos manguezais moçambicanos demonstra um gradiente ecológico e socioeconômico, onde a região norte concentra maior diversidade, o centro abriga a principal área de expansão contínua, e o Sul, apesar de menos extenso, possui importância estratégica tanto ecológica quanto social, mas enfrenta intensas pressões antrópicas. Esse quadro reforça a necessidade de políticas públicas robustas, integradas a iniciativas comunitárias e programas internacionais como o Mangrove Breakthrough, do qual Moçambique é signatário, para garantir a conservação e restauração sustentável desse ecossistema vital (Howard et al., 2017; UNEP, 2022).

3 MOÇAMBIQUE OS PASSOS DA POLÍTICA AMBIENTAL

Desde a década de 1970, a pauta ambiental ganhou proeminência nos fóruns internacionais, impulsionada pela Conferência de Estocolmo sobre o Meio Ambiente Humano (1972). Este marco histórico evidenciou, pela primeira vez de forma multilateral, a tensão intrínseca entre os modelos de desenvolvimento económico vigentes e a conservação ambiental, colocando em evidência crises globais como a poluição, a contaminação dos ecossistemas e os impactos da pressão demográfica sobre os recursos naturais (Ivanova, 2007; Ward, Dubos e Jakson, 1983). Contudo, enquanto nações industrializadas debatiam esses limites, muitos países em desenvolvimento, como Moçambique, ainda lutavam por soberania e estabilidade política, o que relegou as agendas ecológicas a um plano secundário até finais do século XX.

A inserção efetiva de Moçambique na governança ambiental global deu-se com a sua participação na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio-92), um período simultâneo à sua própria transição democrática. A Constituição da República de 1990 foi pioneira ao consagrar, no seu Artigo 37, o direito fundamental a um ambiente sadio e equilibrado e ao estabelecer o dever do Estado de proteger e valorizar o meio ambiente (RM, 1990). Este avanço normativo, como destacam (Serra, Dondeyne e Durang, 2012), representou uma mudança de paradigma, ao elevar a questão ambiental à categoria de direito fundamental e obrigação estatal.

“[...] o preceito que reconheceu o direito fundamental ao meio ambiente equilibrado e a norma que consubstanciou, ainda que genericamente, a obrigação estatal em promover ações de proteção, conservação e valorização ambiental (Serra, Dondeyne e Durang, 2012, p.12).

Como desdobramento direto deste novo enquadramento constitucional e dos compromissos internacionais assumidos na Rio-92, Moçambique aprovou, em 1995, a sua Política Nacional do Ambiente (PNA) e a subsequentemente Lei nº 20/97 de 1 de outubro (Lei do Ambiente). Este arcabouço legal instituiu os alicerces para a gestão ambiental no país, definindo princípios fundamentais como o poluidor-pagador, a precaução e, de forma notável, a participação pública. Este último princípio representou um reconhecimento formal da centralidade das comunidades

locais no planeamento, gestão e usufruto sustentável dos recursos naturais, promovendo uma visão de governança colaborativa e de compromisso intergeracional (MICOA, 2012).

Não obstante a sofisticação do quadro legal, a implementação prática dessas políticas permanece um desafio monumental. O país sofre de uma crónica deficiência técnica, financeira e institucional, que resulta numa aplicação frágil e desconexa das normas. Inicialmente, o foco das ações ambientais concentrou-se em problemas tangíveis e imediatos, como erosão do solo, desmatamento e poluição local. No entanto, a ameaça difusa e transnacional das mudanças climáticas exigiu uma reavaliação estratégica, que somente ganhou urgência após uma sucessão de eventos climáticos extremos de intensidade devastadora.

Nas últimas décadas, Moçambique consolidou-se como um dos países mais vulneráveis às alterações climáticas à escala global, uma condição atribuída não apenas à sua extensa linha costeira, mas também à sua elevada vulnerabilidade socioeconómica (IPCC, 2021). A sucessão de ciclones – Idai e Kenneth (2019), Eloise (2021), Gombe (2022), Freddy (2023) e Filipo (2024) funcionou como um alerta dramático, expondo fragilidades estruturais e causando perdas humanas, deslocamento populacional em massa e prejuízos económicos que tem impactos sobre o desenvolvimento nacional em anos (INGD, 2024).

Estas tragédias, somadas a estresses crónicos como secas prolongadas no Sul e Centro e cheias recorrentes nas bacias hidrográficas principais, agravam a insegurança alimentar – que afeta mais de 45% da população (INE, 2024; WEP, 2009) e deterioram a saúde pública, com surtos de doenças de veiculação hídrica.

Além disso, o impacto ambiental direto dessas mudanças é preocupante: erosão costeira, intrusão salina em aquíferos e perda acelerada da biodiversidade, especialmente em ecossistemas sensíveis como os manguezais, que desempenham papel fundamental na proteção das comunidades costeiras e na sustentação da vida marinha. Esses problemas ambientais estão ameaçando inclusive cidades costeiras, como Beira, atualmente vulneráveis à submersão parcial diante da elevação do nível do mar.

Essas constatações reforçam a extrema vulnerabilidade de Moçambique frente às mudanças climáticas globais, destacando a urgência de implementar com eficácia estratégias adaptativas robustas e coerentes com a realidade socioeconómica do país. Assim, é imperativo fortalecer institucionalmente os órgãos ambientais, promover a capacitação técnica contínua e garantir efetivamente a participação comunitária nas decisões ambientais.

Portanto, para além de elaborar políticas inovadoras, Moçambique precisa superar o desafio central de garantir sua aplicação prática, humanizando suas estratégias ambientais através do diálogo constante e inclusivo com as comunidades locais, valorizando suas experiências, necessidades e realidades cotidianas. Esse é, certamente, o caminho mais sólido para garantir que desenvolvimento econômico e proteção ambiental caminhem lado a lado, protegendo não apenas o ambiente natural, mas acima de tudo, as vidas das pessoas que dele dependem diretamente.

Esta realidade evidencia uma clara dissonância entre a resiliência legislativa e a vulnerabilidade prática do país. Superar este hiato exige mais do que políticas inovadoras; requer uma abordagem multiescalas e intersectorial que:

1. Fortalecimento Institucional que possa reforçar a capacidade técnica e operacional dos órgãos ambientais em todos os níveis (nacional, provincial, local).
2. Financiamento Climático mecanismos que garantam o acesso e a gestão transparente de fundos climáticos internacionais para projetos de adaptação e mitigação.
3. Justiça Ambiental e valorização dos saberes locais das comunidades o que pode permitir a humanizar as estratégias através de um diálogo genuíno e inclusivo com todos os envolvidos, integrando saberes tradicionais às soluções técnicas e garantindo que a transição ecológica não reproduza desigualdades existentes. A participação não deve ser apenas formal, mas substantiva, dando às comunidades voz ativa na tomada de decisão.

Olhando além, o caminho para Moçambique transcender a sua condição de vulnerabilidade e implementar efetivamente o seu quadro ambiental passa necessariamente por uma coprodução de conhecimento e de soluções entre o Estado, a academia, o sector privado e, sobretudo, as comunidades. Só assim o desenvolvimento económico e a proteção ambiental poderão convergir para um modelo de desenvolvimento verdadeiramente sustentável e justo, que proteja não apenas os ecossistemas, mas, fundamentalmente, a dignidade e o futuro do seu povo.

3.1 Estratégia de redução de emissões de carbono em Moçambique

Nos últimos anos, Moçambique tem procurado alinhar seu desenvolvimento económico às crescentes exigências da agenda climática global. Nesse contexto, a Estratégia Nacional de Desenvolvimento (2015–2035), aprovada em 2014, marcou um passo fundamental ao definir setores prioritários para o crescimento sustentável e a redução da pobreza, integrando

explicitamente as questões ambientais como dimensão estruturante das políticas nacionais.

Entre as iniciativas mais relevantes destaca-se a formulação da Estratégia Nacional REDD+ (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal), aprovada em 2016 pelo Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural (MITADER). Essa estratégia foi concebida com o objetivo central de enfrentar os vetores de desmatamento e degradação florestal, promovendo, simultaneamente, a conservação ambiental, o desenvolvimento rural integrado e a melhoria das condições de vida das comunidades que dependem diretamente dos recursos naturais.

De acordo com o (MITADER. (2016), aproximadamente 65% do desmatamento anual em Moçambique resulta da expansão agrícola. Outros fatores incluem a urbanização e expansão de áreas residenciais (12%), a exploração madeireira (8%) e o uso intensivo de biomassa energética, sobretudo lenha e carvão vegetal (7%). Esse quadro revela não apenas os desafios estruturais, mas também uma oportunidade estratégica, a adoção de medidas sustentáveis nessas áreas pode reduzir significativamente as emissões e, ao mesmo tempo, gerar benefícios socioeconômicos diretos para as populações rurais.

A gestão sustentável das florestas demanda abordagens práticas e adaptadas à realidade local. Uma das apostas centrais do programa consiste em elevar a produtividade agrícola familiar por meio da disseminação de técnicas sustentáveis, reduzindo a pressão sobre a expansão de novas áreas. Essa estratégia busca não apenas conservar o patrimônio florestal, mas também assegurar ganhos concretos para pequenos produtores, que constituem a base do sistema agrícola nacional.

Para orientar sua implementação, a Estratégia REDD+ definiu critérios específicos, entre os quais se destacam: (i) a redução mensurável das emissões; (ii) a melhoria das condições de vida das populações rurais; (iii) a relação custo-benefício das intervenções; (iv) a integração intersetorial; e (v) a promoção da participação comunitária. Esses critérios visam assegurar que as medidas adotadas sejam efetivas, financeiramente viáveis e amplamente aceitas pelas comunidades beneficiárias.

Apesar da consistência do desenho institucional, a implementação enfrenta entraves significativos. Um dos principais é a ausência de dados nacionais robustos sobre emissões de carbono, o que dificulta tanto o monitoramento quanto a definição de metas realistas. Estimativas internacionais indicam que Moçambique emite cerca de 12 milhões de toneladas de CO₂ por ano. Com base nesse dado, a estratégia estabeleceu a meta de evitar até 170 milhões de toneladas até 2030 um objetivo ambicioso, mas considerado excessivamente otimista diante das atuais limitações

técnicas e institucionais (MITADER, 2016).

O modelo de intervenção proposto pela REDD+ estrutura-se em duas frentes complementares:

- I. Redução direta de emissões, mediante o controle do desmatamento, a adoção de práticas agrícolas sustentáveis, a utilização mais eficiente da biomassa e a conservação de áreas protegidas;
- II. Aumento da captura de carbono, por meio do reflorestamento e da recuperação de áreas degradadas.

Para operacionalizar essas frentes, foram estabelecidos seis objetivos estratégicos fundamentais:

- I. Garantir coordenação interinstitucional eficaz, promovendo diálogo constante entre agricultura, energia e florestas;
- II. Incentivar práticas agrícolas sustentáveis, elevando a produtividade e reduzindo impactos ambientais;
- III. Diversificar a matriz energética, reduzindo a dependência da biomassa;
- IV. Fortalecer o sistema de áreas de conservação, assegurando retorno econômico às comunidades locais;
- V. Implementar concessões florestais sustentáveis e consolidar a governança comunitária sobre os recursos;
- VI. Estimular o reflorestamento e a restauração ambiental, com foco em modelos de negócios comunitários sustentáveis.

Entretanto, como destacam Macuácu e Siteo. (2017) a resistência à adoção de novas tecnologias agrícolas e a ausência de mecanismos financeiros claros para compensar as comunidades pelo carbono armazenado representam obstáculos críticos. Soma-se a isso o risco de concentração dos benefícios da estratégia em grupos específicos ou elites locais, o que comprometeria a justiça distributiva e a eficácia social do programa.

Nesse cenário, a abordagem integrada da paisagem tem emergido como alternativa promissora. Conforme apontam Pedroza-Arceo, Weber e Ortega-Argueta. (2022) e Reed et al. (2023), estratégias holísticas que conciliam simultaneamente objetivos ecológicos, sociais e econômicos aumentam a adesão comunitária e reduzem conflitos potenciais. Essa abordagem pressupõe não apenas a aplicação de técnicas agrícolas ou florestais inovadoras, mas sobretudo o

respeito às necessidades, direitos e costumes locais.

Além disso, a própria arquitetura do mecanismo REDD+ incorpora salvaguardas socioambientais, elaboradas para prevenir efeitos adversos, como a restrição do acesso tradicional a recursos ou violações de direitos consuetudinários. Essas salvaguardas reforçam a centralidade das comunidades locais como coparticipes do processo decisório, em oposição ao papel de meros beneficiários passivos.

Portanto, para que Moçambique alcance suas metas climáticas e sociais de forma sustentável, torna-se indispensável fortalecer a capacidade institucional, ampliar os recursos técnicos e financeiros e consolidar um modelo de governança ambiental inclusivo. Apenas mediante diálogo permanente, participação ativa e reconhecimento das realidades locais será possível alinhar mitigação climática, crescimento econômico e justiça social, assegurando a efetividade da Estratégia REDD+ e sua contribuição para um futuro sustentável.

3.2 Estratégia de adaptação as mudanças climáticas

Moçambique, à semelhança de muitos países em desenvolvimento, tem manifestado crescente preocupação com os efeitos das mudanças climáticas. Embora seja um dos menores emissores de GEE, o país encontra-se entre os mais vulneráveis aos impactos das emissões globais provenientes das nações industrializadas. Essa condição de alta exposição, combinada a um contexto socioeconômico frágil, limita sua capacidade de resposta frente a eventos extremos, tornando a agenda de adaptação uma prioridade estratégica para o Estado moçambicano.

De acordo com projeções do Ministério para a Coordenação da Ação Ambiental (MICOA, 2012), os impactos climáticos no território nacional têm se intensificado, afetando desproporcionalmente comunidades mais vulneráveis e ameaçando o desenvolvimento socioeconômico do país. Nesse cenário, tornou-se urgente formular estratégias robustas de adaptação, capazes de reduzir riscos e fortalecer a resiliência social, econômica e ambiental.

Como resposta, em novembro de 2012 foi aprovada a Estratégia Nacional de Adaptação e Mitigação das Mudanças Climáticas (ENAMMC), com horizonte de execução entre 2013 e 2025. Seu objetivo central é definir diretrizes claras para aumentar a resiliência nacional, reduzir riscos climáticos e promover um modelo de desenvolvimento de baixo carbono, baseado nos princípios de sustentabilidade e economia verde. A ENAMMC propõe a integração transversal das dimensões

de adaptação e mitigação ao planejamento setorial e local, consolidando uma abordagem multissetorial e multidisciplinar.

A estrutura da estratégia repousa em dois pilares fundamentais:

Adaptação e gestão de riscos climáticos, com foco em práticas agrícolas sustentáveis, conservação ambiental, fortalecimento de ecossistemas e programas de gestão voluntária de carbono florestal, como a iniciativa REDD+; Mitigação e promoção do desenvolvimento de baixo carbono, orientada para reduzir emissões, diversificar a matriz energética e estimular tecnologias limpas.

Apesar de seu caráter inovador, a ENAMMC apresenta fragilidades que comprometem sua efetividade. Um dos principais entraves refere-se à falta de clareza na articulação entre os setores envolvidos, o que gera sobreposição de funções, conflitos institucionais e dificuldades operacionais na execução das ações. Essa limitação, já apontada por (Serra, Dondeyne e Durang, 2012)), reflete um marco legal ainda insuficientemente estruturado, que carece de maior integração entre objetivos estratégicos, competências institucionais e mecanismos de responsabilização.

Na prática, observa-se que a multiplicidade de atores e instituições envolvidas sem papéis claramente definidos resulta em atrasos, paralisações e dispersão de esforços, prejudicando diretamente as comunidades que dependem da eficácia dessas políticas para enfrentar ciclones, secas prolongadas e inundações recorrentes. Essas populações, frequentemente localizadas em áreas de maior vulnerabilidade, necessitam de respostas céleres, coordenadas e eficazes, sob pena de agravamento de sua insegurança alimentar, perda de meios de subsistência e aumento da exposição a riscos de saúde pública.

Diante desse quadro, a efetividade da ENAMMC exige revisão e fortalecimento da governança climática em Moçambique. Isso implica:

aprimorar a coordenação interinstitucional;
ampliar a capacitação técnica dos órgãos de execução;
estabelecer sistemas robustos de monitoramento e avaliação;
e garantir uma participação comunitária ativa em todas as etapas do processo decisório.

O verdadeiro êxito da estratégia não reside apenas na formulação de planos ou na definição

de metas ambiciosas, mas na sua capacidade de traduzir tais metas em ações concretas e resultados tangíveis. Somente por meio de uma abordagem inclusiva, participativa e sensível às realidades locais será possível assegurar que a ENAMMC contribua para um futuro mais resiliente, sustentável e equitativo, em que a adaptação às mudanças climáticas se converta em oportunidade de transformação social e desenvolvimento justo para todos os moçambicanos.

3.3 Políticas e práticas de gestão de manguezais em Moçambique

Em Moçambique, os manguezais ocupam aproximadamente 3.900 km², distribuídos ao longo das sete províncias costeiras, desde Cabo Delgado, no Norte, até Maputo, no Sul (Barbosa, Cuambe e Bandeira, 2001). Esses ecossistemas desempenham papel essencial na provisão de serviços ecossistêmicos fundamentais para a manutenção da biodiversidade e para o bem-estar humano, incluindo a proteção costeira, a regulação climática e a oferta de recursos para subsistência (UNEP, 2015).

Apesar de sua relevância, os manguezais moçambicanos enfrentam ameaças crescentes, como o desmatamento para produção de carvão vegetal, a expansão urbana desordenada, a poluição e os impactos das mudanças climáticas (Macamo et al., 2021). Esses fatores colocam em risco a integridade dos ecossistemas e reforçam a necessidade de políticas e práticas de gestão eficazes voltadas à sustentabilidade.

O país dispõe de um arcabouço legal e institucional voltado à proteção desses ecossistemas. A Lei do Ambiente (Lei no 20/97, 1997) e a Lei de Florestas e Fauna Bravia Lei nr. 10/99, 1999), estabelecem princípios para a conservação dos recursos naturais, incluindo os manguezais. Além disso, Moçambique é signatário da Convenção de Ramsar sobre Zonas Húmidas, o que reforça o compromisso internacional com sua proteção (MICOA, 2012). A aprovação da Estratégia Nacional de Gestão Costeira (ENGEC), em 2012, representou um avanço importante ao propor uma abordagem integrada e participativa, envolvendo comunidades locais, setor privado e organizações não governamentais (MICOA, 2012). Contudo, a implementação dessas políticas tem sido limitada por fatores como escassez de recursos financeiros e humanos, insuficiência de dados científicos atualizados e fraca coordenação interinstitucional (Nhantumbo e Izidine, 2009).

3.3.1 Práticas de Gestão e Iniciativas Locais

Apesar dos desafios, diversas iniciativas locais evidenciam o potencial de uma gestão comunitária sustentável. Projetos de reflorestamento e restauração, como os desenvolvidos na Baía de Maputo e no Delta do Zambeze, apresentaram resultados positivos na recuperação de áreas degradadas (MICOA, 2009). Em Machangulo, desde 2019, o projeto Eden Reforestation Projects (EDEN) conduz um programa de restauração que combina recuperação de ecossistemas com benefícios socioeconômicos diretos às comunidades locais, por meio da criação de empregos, capacitação e maior envolvimento de mulheres em atividades de plantio e monitoramento.

A gestão local em Machangulo é liderada pelos Conselhos Comunitários de Pesca (CCP), como os de Mabuluko e Santa Maria, que desempenham papel ativo na monitorização, proteção e manejo participativo dos recursos. Essa abordagem combina conhecimentos tradicionais com práticas científicas modernas, gerando impactos positivos na conservação e estimulando alternativas de renda, reduzindo a pressão sobre a exploração insustentável (Macamo et al., 2021). Ainda assim, a sustentabilidade dessas iniciativas depende fortemente do apoio governamental e de ONGs, bem como da criação de opções econômicas viáveis.

Um dos grandes entraves apontados por Bandeira & Macamo (2017) é a falta de dados científicos detalhados sobre a extensão e o estado de conservação dos manguezais, o que compromete a eficácia das políticas públicas. Além disso, persistem pressões socioeconômicas relacionadas à pobreza estrutural, ao baixo acesso a educação e saúde e à dependência direta de recursos naturais, fatores que agravam a exploração insustentável. A extração de madeira para carvão e a conversão de áreas para aquicultura, frequentemente reportadas, figuram entre as ameaças mais comuns à integridade dos ecossistemas (Bandeira et al., 2009).

O fortalecimento da gestão sustentável dos manguezais em Moçambique requer investimentos contínuos em:

- pesquisa científica e monitoramento ecológico;
- educação ambiental;
- capacitação institucional;
- e criação de alternativas econômicas sustentáveis, como ecoturismo e aquicultura responsável.

Somente a integração entre políticas eficazes, apoio comunitário e mecanismos de geração de renda poderá garantir a resiliência desses ecossistemas frente às mudanças climáticas e às pressões antrópicas que incidem sobre as zonas costeiras do país.

3.3.2 Estratégia de gestão dos Manguezais

A primeira e única estratégia de gestão dos Manguezais de Moçambique foi aprovada em Abril de 2020, conhecido como Estratégia Nacional de Gestão de Manguezal (ENGM) e consistia em um conjunto de ações de mudança a empreender, de modo a contribuir na manutenção e no crescimento da biodiversidade, da sua valoração e prover as funções do ecossistema do mangue, de modo a responder às necessidades de proteção ambiental em estuários e zonas costeiras, contribuindo para a mitigação de mudanças climáticas.

A ENGM tem um horizonte temporal de 2020 – 2024, portanto, a criação de instrumentos necessários para proteção e conservação desse ecossistema costeiro é um cenário mais recente na realidade ambiental de Moçambique.

Nesta ordem de ideais, a ENGM identifica prioridades a considerar e metas qualitativas nacionais a atingir em relação à gestão dos manguezais em Moçambique, numa ação efetiva e inclusiva de todas as partes interessadas no ecossistema de manguezal, rumo à sustentabilidade no uso deste meio. Ela é também um instrumento de política desenhada para auxiliar no combate e reversão da degradação e perda dos EM no território nacional de Moçambique.

A política dos manguezais assenta em quatro valores primordiais para a sua efetivação e sucesso, a sustentabilidade, equidade, transparência e participação, segundo a resolução 33/2020. Esses valores são basilares na proposta de gestão dos EM, pois define a partir dos mesmos uma série de ações com vista a sua materialização. Na questão do valor sustentabilidade a ENGM dá realce a questão da racionalidade do uso dos mangues de modo que atenda a conservação e a questão do desenvolvimento económico social (14º Objetivo de desenvolvimento Sustentável).

Na equidade destaca a justa distribuição dos benefícios do uso desse ecossistema, para o bem estar das comunidades inseridas na sua gestão. Algo que só alcançável como uma boa gestão e disponibilidade de informações cientificamente comprovadas e transparentes entre todas as partes interessadas.

O ponto mais importante dos valores vinculados a essa estratégia e a questão de participação

de todos interlocutores válidos e envolvidos na utilização sustentável dos recursos do ecossistema do mangue, o que abre espaço para a participação mais efetiva das comunidades locais na gestão e conservação.

Os valores vinculados na ENGM, encontram-se refletidos nos 10 princípios da conservação do ambiente e uso sustentável dos recursos naturais, trazendo consigo dois princípios de extrema importância para a conservação com base no valor que pode ser atribuído a um serviço ou bem fornecido pelo ecossistema. O princípio de poluidor pagador que versa no reconhecimento das responsabilidades de todas as pessoas singulares ou coletivas pela reparação e compensação na mesma proporção dos danos causados ao manguezal. Aliás, este princípio trata-se na verdade de um mecanismo que se encontra enraizado nas políticas nacionais e internacionais, cobrando aos poluidores a sua cota de responsabilidade nos custos derivados pelas perdas ambientais e na sua restauração.

O ENGM está estruturado em cinco áreas de intervenção os chamados pilares de ação:

Gestão, proteção e uso sustentável do ecossistema de mangal;

Fiscalização e Legislação;

- 1 Capacitação e coordenação institucional;
- 2 Educação e consciencialização ambiental;
- 3 Pesquisa e gestão do conhecimento.

Há a destacar o pilar número cinco em relação a pesquisa e gestão do conhecimento, pois ele levanta elementos primordiais que ainda são negligenciados ou desconhecidos nos processos de gestão dos ecossistemas costeiros em Moçambique. Como se enuncia no texto da resolução n°33/2020 do conselho de ministros constante no BR n°93 de 18 de maio de 2020.

O insuficiente entendimento do valor e funções do ecossistema de manguezal e escassa informação técnica, científica e local sobre os mangues são um fator limitante para os esforços de gestão e conservação. Neste sentido, a pesquisa e gestão do conhecimento são uma prioridade para o incremento do conhecimento, acesso e disseminação da informação.

O papel ecológico, económico e social dos manguezais incluindo a eficácia na proteção costeira, diversidade biológica, importância cultural e ligações com a pesca, só poderão ser melhor reconhecidos e compreendidos com maior disponibilidade de informação. A tomadas de decisão pelos organismos de gestão deverão basear-se em informação integrada, atualizada e detalhada. É também necessário que a informação obtida através de ações de investigação sobre o mangal esteja

largamente disponível e seja amplamente divulgada.

A implementação das ações de investigação e de gestão dependem, da existência de recursos humanos e capacidade técnica dentro das instituições responsáveis. Todavia, a capacidade institucional em termos de recursos humanos e financeiros e capacidade técnica para intervenção efetiva na gestão dos manguezais pelas instituições responsáveis envolvidas é de um modo geral fraca.

O entendimento que se tem da importância do conhecimento sobre o real funcionamento desse ecossistema para a tomada decisão a partir de uma base de dados definidos

por pesquisas científicas. E claramente ciente das limitações que o país tem na capacidade técnica, financeira e humana para efetiva gestão do EM.

No segundo pilar há um reconhecimento da necessidade de criação de uma legislação específica do manguezal, fazer uma revisão do quadro legal aplicável atualmente a esses ecossistemas e o seu alinhamento da legislação nacional com as convenções e protocolos internacionais, em relação a gestão e conservação do manguezal.

Apesar da estratégia preconizar uma maior priorização de pesquisas no mangue em relação a sua ecologia e as propriedades socioeconómica e da necessidade de estudos sobre o pagamento de serviços ecossistêmicos que possam ser valorados realizar estudos sobre o impacto das mudanças climáticas para o ecossistema de manguezal.

4 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA PENÍNSULA DE MACHANGULO

Neste tema serão apresentados todos os elementos que descrevem e caracterizam a península de Machangulo, no que concerne aos aspectos naturais e socioeconômicos o que permitiu a relação desses fatores com as formas de uso do solo e na relação das comunidades com o meio que os rodeia, dessa forma ajudando no entendimento das sinergias natureza, economia e sociedade dessa região onde é encontrado esse ecossistema costeiro de grande validade social e ambiental.

4.1 Geologia e Aspectos Geomorfológicos de Machangulo

A geologia da costa moçambicana é marcada pela presença de depósitos sedimentares do Pré-Cambriano, que originaram duas grandes bacias a Austral e a do Rovuma. Estas distribuem-se de forma diferenciada no território a primeira abrange quase toda a região centro-sul de Moçambique, enquanto a segunda se estende desde uma estreita faixa costeira na província de Nampula até ganhar maior amplitude em direção ao Norte, entre o rio Lúrio e o rio Rovuma, em Cabo Delgado (Hoguane, 2007).

De acordo com (Förster, 1975) a bacia sul de Moçambique prolonga-se desde as terras altas dos Zulus, na África do Sul, até cerca de 160 km ao norte do rio Zambeze, atingindo aproximadamente 440 km de extensão no sentido Oeste-Este. Esta bacia é caracterizada pelo predomínio de sedimentos do Cretáceo médio, continentais e localmente marinhos, depositados paralelamente aos afloramentos do Karroo a Oeste, e que se estendem em direção a Leste até o Cretáceo superior, o Eoceno e as formações marinhas do Plioceno (Salman e Abdula, 1995).

As seções sedimentares foram fortemente influenciadas pela tectónica associada ao Vale do Rift da África Oriental, que condicionou uma inclinação suave das rochas do Cretáceo, com declive entre 2° e 3° para Leste, apresentando apenas dobras discretas e ligeiras curvaturas (Chorowicz, 2005; Ebinger, 2005).

A Península de Machangulo, no extremo sul do país, exhibe particularidades geológicas e geomorfológicas resultantes da interação de processos sedimentares, marinhos e climáticos (Green *et al.*, 2015; Lecea, De *et al.*, 2017). A região é constituída predominantemente por rochas sedimentares, associadas a camadas de areia e depósitos costeiros acumulados ao longo do tempo por processos de deposição e erosão, sob influência de fatores tectónicos regionais (Palalane *et al.*,

2016). Os substratos arenosos e as sucessivas camadas sedimentares indicam uma longa história geológica moldada por ciclos de transgressões e regressões marinhas(Været *et al.*, 2012).

Do ponto de vista temporal, Machangulo insere-se num contexto geológico costeiro quaternário, com depósitos mais antigos datando do Pleistoceno (cerca de 2,6 milhões a 11,7 mil anos), e formações mais recentes do Holoceno (Dijkshoorn, 1993). Durante o Pleistoceno, as alternâncias entre fases glaciais e interglaciais causaram variações significativas no nível do mar, promovendo quedas abruptas em períodos glaciais (até ~120 m) que expuseram amplas faixas costeiras e permitiram migração de dunas para o interior(Lopes *et al.*, 2024; Rowe e Bristow, 2015). Já nas fases interglaciais, elevações do mar favoreceram a formação de planícies costeiras e depósitos arenosos compactados, contribuindo também para a gênese de depósitos aluviais e sistemas de dunas que servem de substrato para os ecossistemas costeiros atuais(Porat e Botha, 2008).

No Holoceno, com a estabilização do nível do mar após a última glaciação, intensificaram-se os processos de deposição eólica e marinha, originando as dunas móveis e fixas, restingas e cordões arenosos que caracterizam a paisagem atual de Machangulo (Achimo, 2000). Foi nesse período que se estabeleceram ecossistemas costeiros como os manguezais, beneficiados pela proteção das barreiras naturais.

Geomorfologicamente, a península pode ser dividida em três zonas ecológicas principais, orientadas de Oeste para Leste:

Planícies aluvionares, caracterizadas por depósitos fluviais recentes;

Planícies costeiras, formadas por sucessões de sedimentos do Cretáceo ao Quaternário;

Dunas costeiras, constituindo as formações geológicas mais recentes.

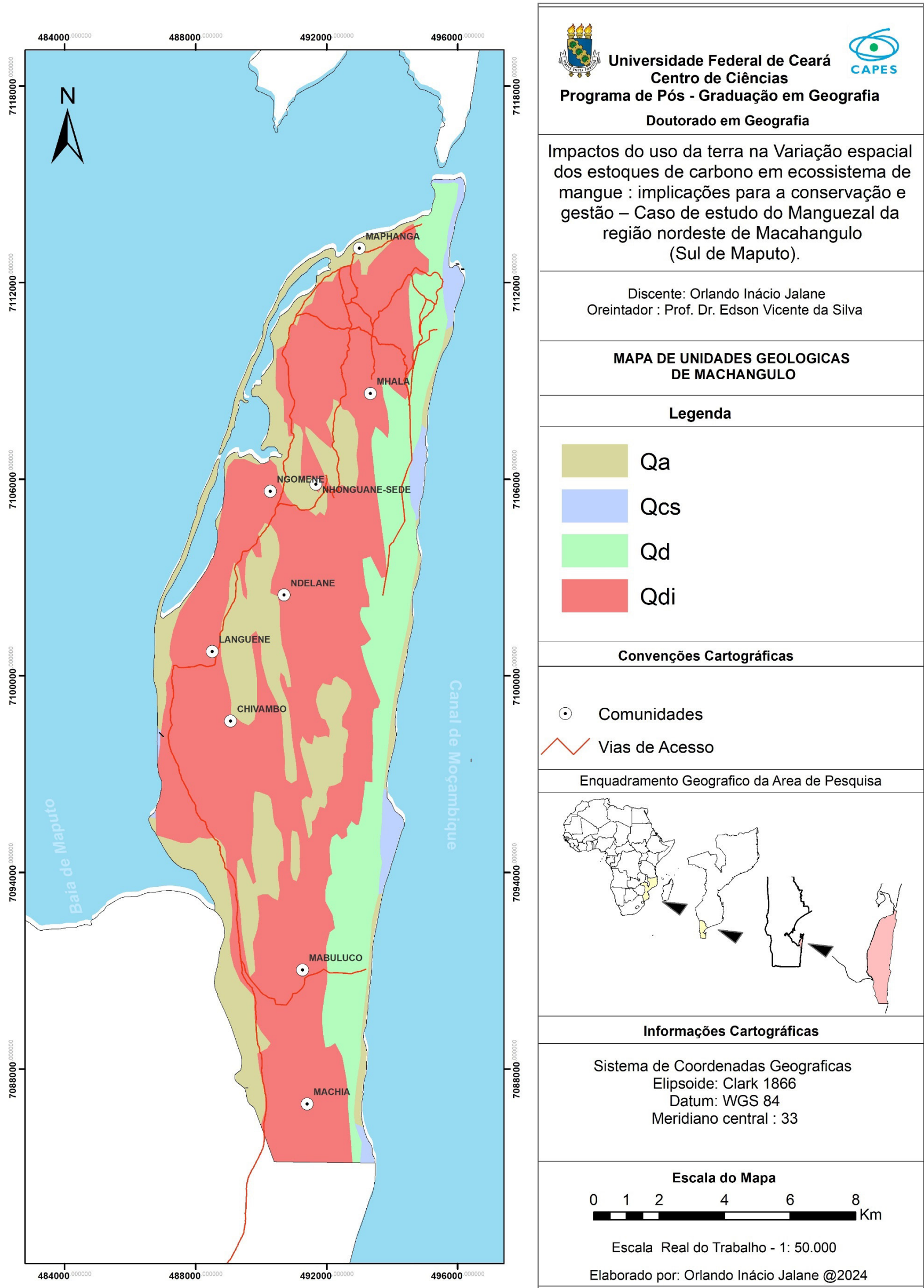
Essas dunas apresentam variações cromáticas que refletem sua idade e composição - dunas do Pleistoceno exibem tonalidades avermelhadas e acastanhadas, enquanto as dunas mais recentes apresentam coloração entre branco, cinza e amarelo-claro, frequentemente cobertas por vegetação arbustiva e florestal (GTK Consortium, 2006; MAE, 2005).

Além disso, a região contém aluviões e terraços holocênicos, formados por sedimentos de origem fluvial com fragmentos de quartzito, riólito, basalto e outras rochas transportadas de áreas mais continentais(GTK Consortium, 2006). A geologia de Machangulo, portanto, é composta por formações sedimentares que vão do Cretáceo ao Quaternário, incluindo depósitos aluvionares (Qa)

e eluvionares (Qd, Qdi, Qcs).

A figura 7 e a Tabela 1 ilustram e descrevem as unidades geológicas predominantes da região, evidenciando a complexidade do arcabouço sedimentar e geomorfológico que sustenta os ecossistemas atuais.

Figura 7 - Mapa da disposição geomorfológica da península de Machangulo.



Fonte: elaboração própria, 2023.

Tabela 1 - Unidades geológicas em Km² e percentual ocupado por unidade de mapeamento.

<i>Unidade de Mapeamento</i>	<i>Formação</i>	<i>Designação</i>	<i>Área (Km²)</i>	<i>Área (%)</i>
<i>Qa</i>	<i>Aluvião</i>	<i>Aluvião, areia, lodo, cascalho</i>	36,69	22,78
<i>Qdi</i>	<i>Dunas Interiores</i>	<i>Dunas Interiores</i>	92,43	57,39
<i>Qd</i>	<i>Duna de areia costeira</i>	<i>Dunas de areia costeira e areia da praia (depósitos de areias eólicas e marinhas recentes).</i>	28,13	17,37
<i>Qcs</i>	<i>Rochas dePraia</i>	<i>Sedimento elevado de praia/areia costeira (Arenito costeiro)</i>	3,81	2,37
<i>Total</i>			<i>161.06</i>	<i>100.00</i>

Fonte: adaptado do mapa das unidades geológicas de Maputo (GTK, 2006).

A Península de Machangulo, situada no extremo sul de Moçambique, apresenta um quadro geomorfológico dominado por dunas costeiras, restingas e planícies aluvionares, resultantes da interação entre processos marinhos, eólicos e fluviais. Essa dinâmica sedimentar, fortemente condicionada pelo regime dos ventos alísios, pelas marés, ondas e correntes, promove a contínua redistribuição de sedimentos, originando sistemas de praia e dunas que variam em altura e mobilidade de acordo com a intensidade das forças naturais. Tais dunas atuam como barreiras ecológicas de grande relevância, protegendo ecossistemas internos, incluindo áreas de manguezal, essenciais à biodiversidade e à estabilidade ambiental local (Momade e Achimo, 2004).

Do ponto de vista geológico, quatro unidades de mapeamento predominam na península. A mais representativa corresponde à formação Qdi (dunas interiores consolidadas), que ocupa cerca de 57,39% da área, equivalendo a aproximadamente 93 km². Essas dunas apresentam maior antiguidade geológica e encontram-se cobertas por vegetação adaptada a solos arenosos. A segunda unidade em extensão espacial é a Qa (formações aluvionares), com 36,69 km², o que corresponde

a 17,37% do território. Essa formação abriga os principais ecossistemas de manguezal, distribuídos ao longo da faixa ocidental, sobre depósitos quaternários sujeitos a inundações periódicas. A terceira unidade corresponde às dunas costeiras móveis e fixas, que ocupam cerca de 17% da área e se estendem paralelamente à costa oriental, entre o limite norte, junto à Ilha da Inhaca, e o extremo sul, na proximidade da vila-sede do distrito. A unidade menos expressiva é a Qcs (arenitos de praia), restrita a pequenos trechos da linha costeira, representando apenas 2,37% da área total.

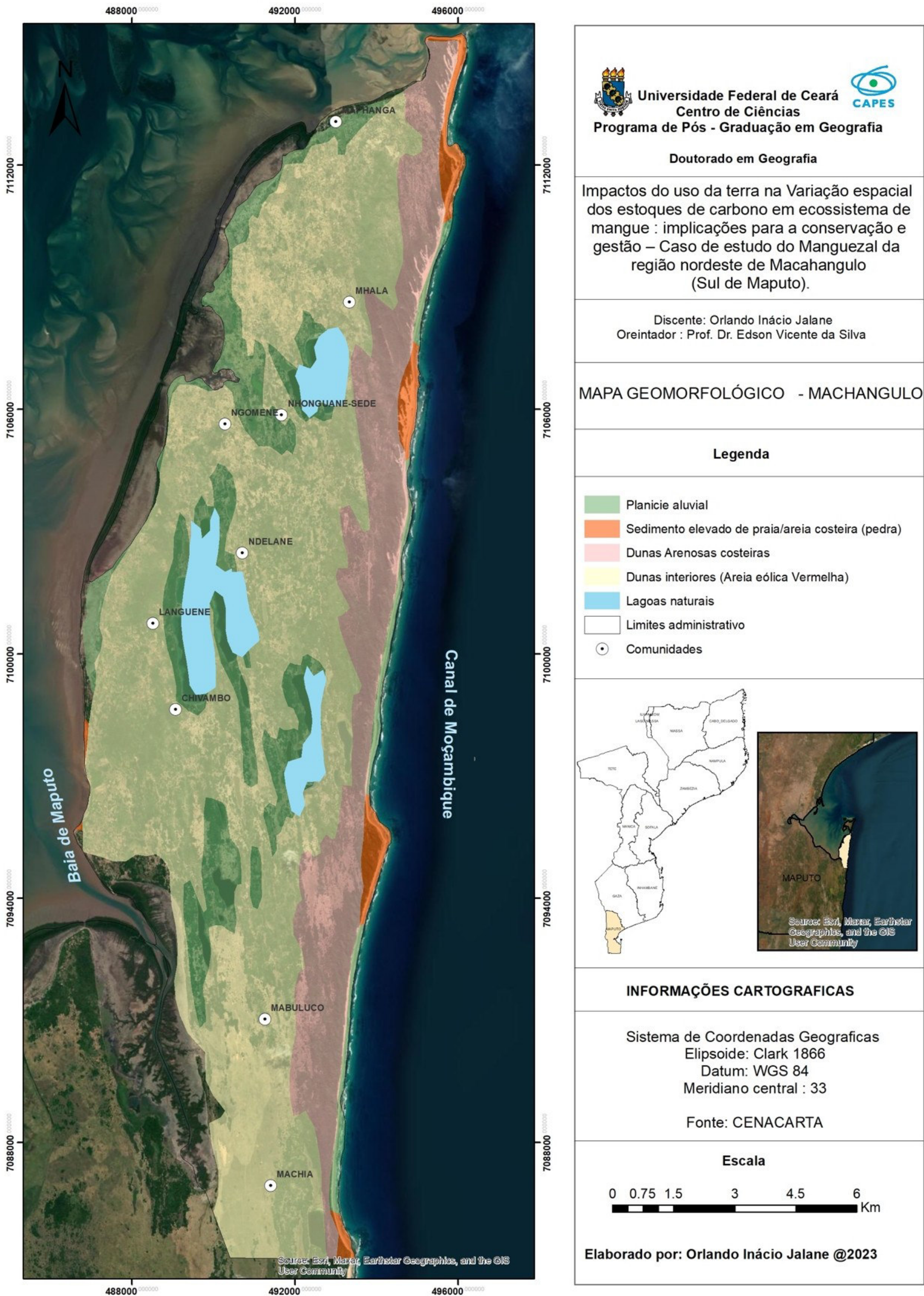
Inserida no contexto geomorfológico de Maputaland, a península integra duas grandes unidades fisiográficas a cordilheira dos Libombos, a oeste, e as planícies baixas a leste. Estas últimas caracterizam-se por extensos depósitos aluvionares, temporariamente inundáveis, associados a campos de dunas intercalados por áreas de mobilidade variável. Essa configuração confere elevada heterogeneidade paisagística, reforçada pela presença de vegetação endêmica adaptada à fixação das dunas (Momade e Achimo, 2004)

O clima desempenha papel decisivo na conformação do relevo. A distribuição espacial das chuvas em Moçambique mostra maior intensidade nas zonas costeiras, favorecendo a deposição de sedimentos arenosos (Manhique, Reason e Barimalala, 2023). Em direção ao interior, observa-se um relevo suavemente ascendente, onde predominam processos morfoclimáticos, erosão pluvial e eólica, que contribuem para a modelagem da paisagem. Estudos recentes apontam variações significativas na precipitação ao longo do tempo, revelando uma interação complexa entre dinâmica climática e características geomorfológicas (Miguel e Castro, 2018).

Do ponto de vista litológico, predominam sedimentos do Cretáceo, recobertos por depósitos aluviais resultantes da atividade de sistemas hidrográficos que deságuam na Baía de Maputo. No setor sul, destaca-se o vale do rio Tembe, que desagua diretamente na baía, favorecendo a deposição de aluviões e sustentando parte dos ecossistemas de mangue. Esses ambientes estendem-se desde a foz do rio Bembe, no extremo sul, até a porção norte da baía, configurando um contínuo de áreas úmidas de elevada importância ecológica.

Em síntese, a morfologia da Península de Machangulo reflete a sobreposição de processos sedimentares, marinhos e climáticos atuantes ao longo do Quaternário. A interação entre dunas costeiras e interiores, planícies aluvionares e restingas resultou em uma paisagem dinâmica, que sustenta ecossistemas de elevada produtividade e reforça a importância da região para a conservação ambiental e o planejamento territorial sustentável, algo perceptível na figura 8.

Figura 8 - Mapa da disposição geomorfológica da península de Machangulo



Fonte: elaboração do autor, 2023.

Basicamente a região é formada por planícies de diferentes origens ao longo da sua extensão Leste-Oeste, sendo que a planície baixa de influência marinha se estende por uma orientação norte-sul ao longo da parte ocidental da península junto a baía de Maputo, e à medida que se estende em direção a costa oeste surge uma paisagem típica da região endêmica de Maputaland que corresponde a dunas aplanadas já consolidadas representando a parte de elevação intermédia, designado de planície arenosa.

Essas dinâmicas geológicas e geomorfológicas fazem da Península de Machangulo uma região geologicamente jovem, onde a ação contínua das forças marinhas e eólicas durante o Holoceno ainda estão moldando o relevo e a composição das camadas sedimentares. De acordo com o Costas (2022), as características geológicas jovens são particularmente sensíveis aos impactos das mudanças climáticas, incluindo o aumento do nível do mar e o aumento da intensidade das tempestades, que podem alterar a dinâmica dos sedimentos e a estabilidade do ecossistema.

As regiões que ainda são moldados por processos de geológicos mais recentes, tem exibidos características mais instáveis que dificilmente se adaptaram às mudanças climáticas de longo prazo, o que exige dos pesquisadores uma maior atenção nos possíveis impactos da desestabilização dos ecossistemas costeiros.

4.2 Clima e Precipitação

As condições climáticas da Península de Machangulo são fortemente influenciadas pelos ventos alísios provenientes do Canal de Moçambique, os quais exercem papel determinante na circulação atmosférica e no regime de chuvas da região. A distribuição espacial da precipitação revela um padrão característico, com maior concentração pluviométrica nas áreas litorâneas e tendência de diminuição em direção ao interior, onde predominam extensos campos de dunas arenosas e vegetação típica de florestas sobre solos arenosos.

A análise dos dados da estação meteorológica de Inhaca, localizada a aproximadamente 12 km da localidade de Ndelane, sede do Posto Administrativo de Machangulo, evidencia uma precipitação média anual acumulada de 898,2 mm. Observa-se uma clara sazonalidade entre outubro e abril concentra-se cerca de 76% da pluviosidade anual, configurando o período úmido, sendo fevereiro o mês mais chuvoso, com média mensal de 140,8 mm. Em contrapartida, o período seco estende-se de maio a setembro, quando os totais pluviométricos caem drasticamente, atingindo valores inferiores a 30 mm; agosto representa o mês mais seco,

com apenas 26,1 mm, seguido de setembro, com 37,1 mm.

A análise conjunta entre precipitação e evapotranspiração potencial revela um déficit hídrico estrutural a evapotranspiração média anual (1216,4 mm) supera a precipitação em mais de 300 mm. Tal desequilíbrio hídrico, associado à baixa capacidade de retenção de água dos solos arenosos predominantes, limita fortemente o potencial agrícola das comunidades locais. Apenas nas áreas aluvionares observa-se maior capacidade de armazenamento hídrico, desempenhando papel crucial para a manutenção da produção em escala de subsistência.

Em relação às temperaturas, a região apresenta média anual de 22,9 °C, com uma semi-amplitude térmica elevada (14,6 °C). O mês mais quente é janeiro, com média de 29,9 °C, enquanto agosto é o mais frio, registrando 19,4 °C. Essa variação térmica acentuada reflete a interação entre fatores oceânicos e continentais, que modulam o regime climático local.

O regime de ventos apresenta relativa estabilidade anual, com média de 14,1 km/h, variando apenas em direção e intensidade ao longo das estações. Entre abril e agosto, predominam ventos de Sul e Norte (média de 13,3 km/h), ao passo que, entre setembro e março, prevalecem ventos de Sul e Nordeste, ligeiramente mais intensos (14,7 km/h). Tais fluxos contribuem tanto para a dinâmica sedimentar das dunas quanto para a dispersão da umidade atmosférica.

Do ponto de vista hidrográfico, destaca-se o rio Bembe, cuja vazão é sazonal e fortemente condicionada às oscilações interanuais da precipitação. Fenômenos climáticos globais, como El Niño e La Niña, influenciam diretamente o regime hidrológico local, resultando em anos de maior escassez ou abundância hídrica (Chongue e Nishii, 2024). Além disso, a península abriga diversas lagoas interdunares, de dimensões e profundidades variadas, que constituem importantes reservatórios de água doce e alimentam aquíferos locais de produtividade moderada.

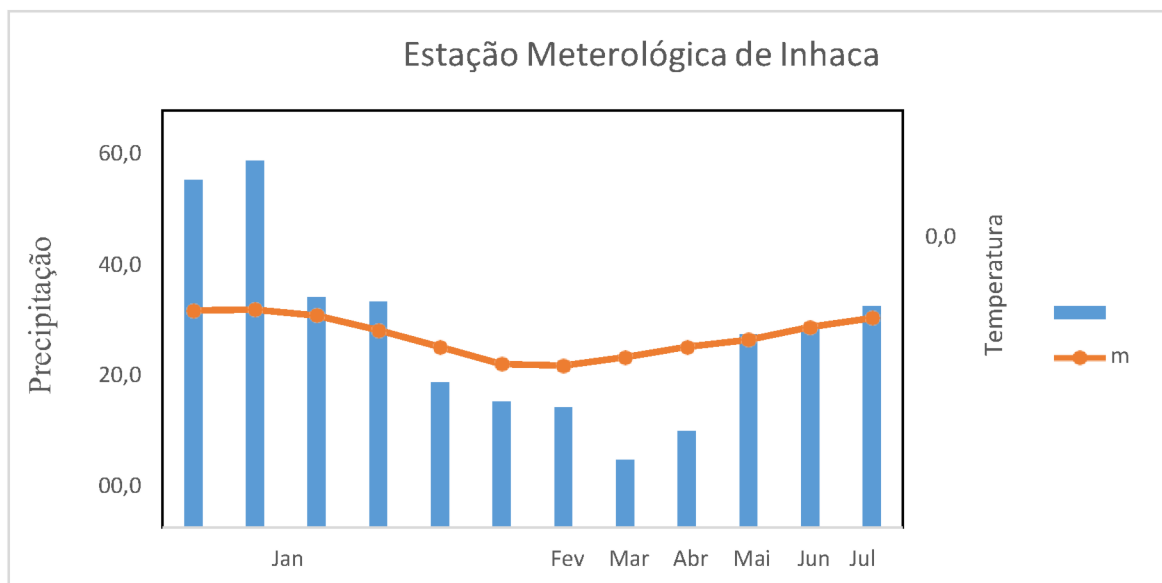
Em síntese, o clima da Península de Machangulo caracteriza-se por uma forte sazonalidade pluviométrica, elevada variabilidade térmica e déficit hídrico estrutural. Esses elementos exercem influência direta sobre a dinâmica geomorfológica, a configuração dos ecossistemas e as estratégias de subsistência das comunidades locais, evidenciando a estreita relação entre fatores climáticos e processos ambientais na região.

No quesito hidrográfica o maior realce vai para uma quantidade diversificada de lagoas costeiras interdunares de diferentes tamanhos e profundidades. A existência dessas lagoas ao longo da faixa costeira da península alimenta uma rede de aquíferos bastante produtivos com capacidades moderadas.

Os períodos mais úmidos da península concedem com o início do verão austral (outubro

a abril), sendo que as precipitações mais altas são registadas nos meses mais quentes janeiro e fevereiro. Tal como mostra a Figura 9, que corresponde a dados da estação climática mais próxima da região de Machangulo, onde podemos ainda verificar que os meses mais frios são também os mais secos, isso entre maio a setembro.

Figura 9 - Temperatura e pluviosidade média mensal na estação meteorológica de Inhaca



Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (dados de 1931 a 1960)

4.3 Solos e Vegetação

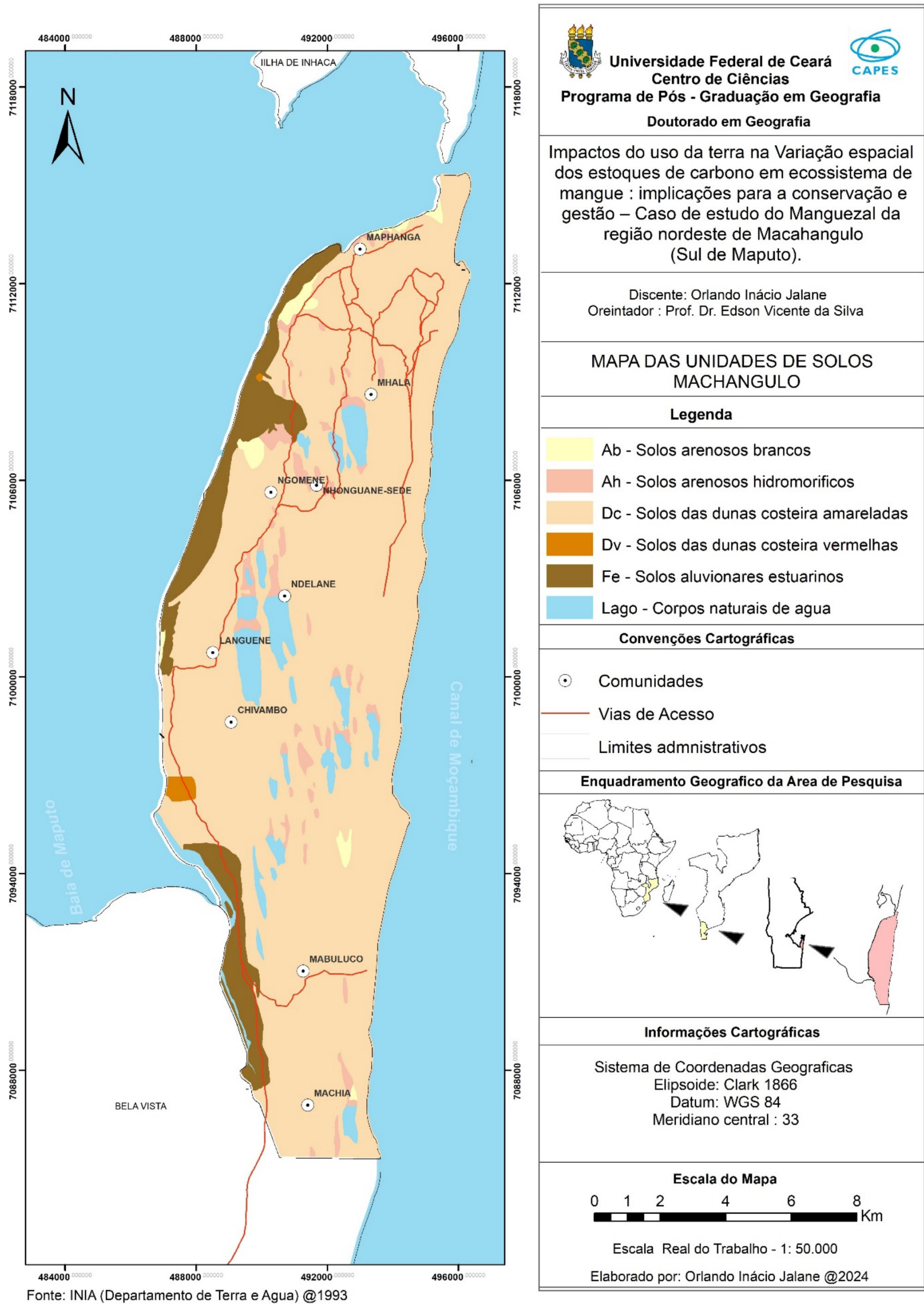
O solo e a vegetação constituem componentes fundamentais dos ecossistemas terrestres, desempenhando papéis essenciais na regulação dos processos ecológicos e na dinâmica do carbono. O solo, enquanto recurso natural não renovável à escala temporal humana, exerce funções críticas, como o armazenamento de água, a ciclagem de nutrientes e o suporte à biodiversidade. A sua tipologia, textura e estrutura influenciam diretamente a distribuição da vegetação, condicionando as interações ecológicas e o potencial de sequestro de carbono nos diferentes ecossistemas (Borah e Parmar, 2024; Lal, 2015).

A variabilidade espacial dos solos é determinante para a capacidade dos ecossistemas de capturar e armazenar carbono (C), uma vez que afeta tanto a distribuição do carbono orgânico do solo (SOC) quanto a composição florística das comunidades vegetais. Essa variabilidade manifesta-se em diferentes tipos de solos e paisagens, influenciando o potencial global de sequestro de carbono de uma área. Fatores como drenagem, textura e topografia

condicionam a distribuição espacial do SOC, refletindo-se na composição florística e no funcionamento ecológico.

Na Península de Machangulo, a distribuição dos solos segue o padrão observado nas regiões costeiras a sul do rio Save, onde predominam formações recentes resultantes de depósitos sedimentares. A região é composta essencialmente por solos associados a sistemas dunares, subdivididos em dunas costeiras com solos amarelados (DC), classificados segundo a FAO (1988) como Arenossolos Hápicos ou Arenossolos Cálcicos, e em dunas costeiras vermelhas (DV), classificadas como Arenossolos Ferrálicos. Estas unidades apresentam uma disposição longitudinal e a sua distribuição está representada na figura 10.

Figura 10 - Mapa das Unidades de solos



Segundo o referido mapa, os solos do agrupamento DV ocupam mais de 90% da superfície da península. Estas dunas, formadas entre o Pleistoceno e o Holoceno tardio, apresentam feições transversais ao longo da costa, situando-se entre as lagoas do Holoceno e o Oceano Índico. Parte dessas dunas permanece ativa, tal como observado ao longo da faixa costeira entre Maputo e a Costa do Sol (Dijkshoorn, 1993). Os DV são caracterizados por solos arenosos grosseiros, em alguns casos compostos também por frações mais finas, mas em geral apresentam 94–97% de areia, elevada drenagem, baixo teor de matéria orgânica e reduzida fertilidade.

De acordo com o (Dijkshoorn, 1993) a segunda unidade mais expressiva corresponde aos solos aluvionares estuarinos argilosos (FE), classificados como Fluvisols (Thionic, Calcaric, Salic ou Eutric). Estes solos cobrem áreas extensas junto às desembocaduras fluviais e apresentam variação em termos de salinidade e sodicidade, influenciadas pela distância em relação ao mar e pela topografia, que condiciona a intensidade da lavagem pluvial. Nas planícies de lama dessa unidade estabelecem-se os ecossistemas de manguezal, sobretudo nas zonas menos influenciadas pelos DV, onde os Fluvisols se encontram em posição mais elevada.

Outros agrupamentos de menor expressão incluem os solos arenosos brancos (Ab) e os solos arenosos hidromórficos (Ah), classificados internacionalmente como Arenossolos Álbicos e Arenossolos Gleicos. O grupo Ab ocorre em duas posições principais: quando uma camada arenosa pouco profunda (< 3 m) recobre o manto de Mananga quase impermeável ou em áreas de inclinação suave, que conduzem a depressões dunares ou ao leito de rios. A cor esbranquiçada constitui uma característica diagnóstica, resultante de intensa lixiviação e períodos prolongados de saturação. Já os Ah ocorrem em depressões interdunares saturadas por água, frequentemente em forma de lagoas, variando em tamanho e constituindo a nascente de pequenos cursos de água, como o rio Infulene.

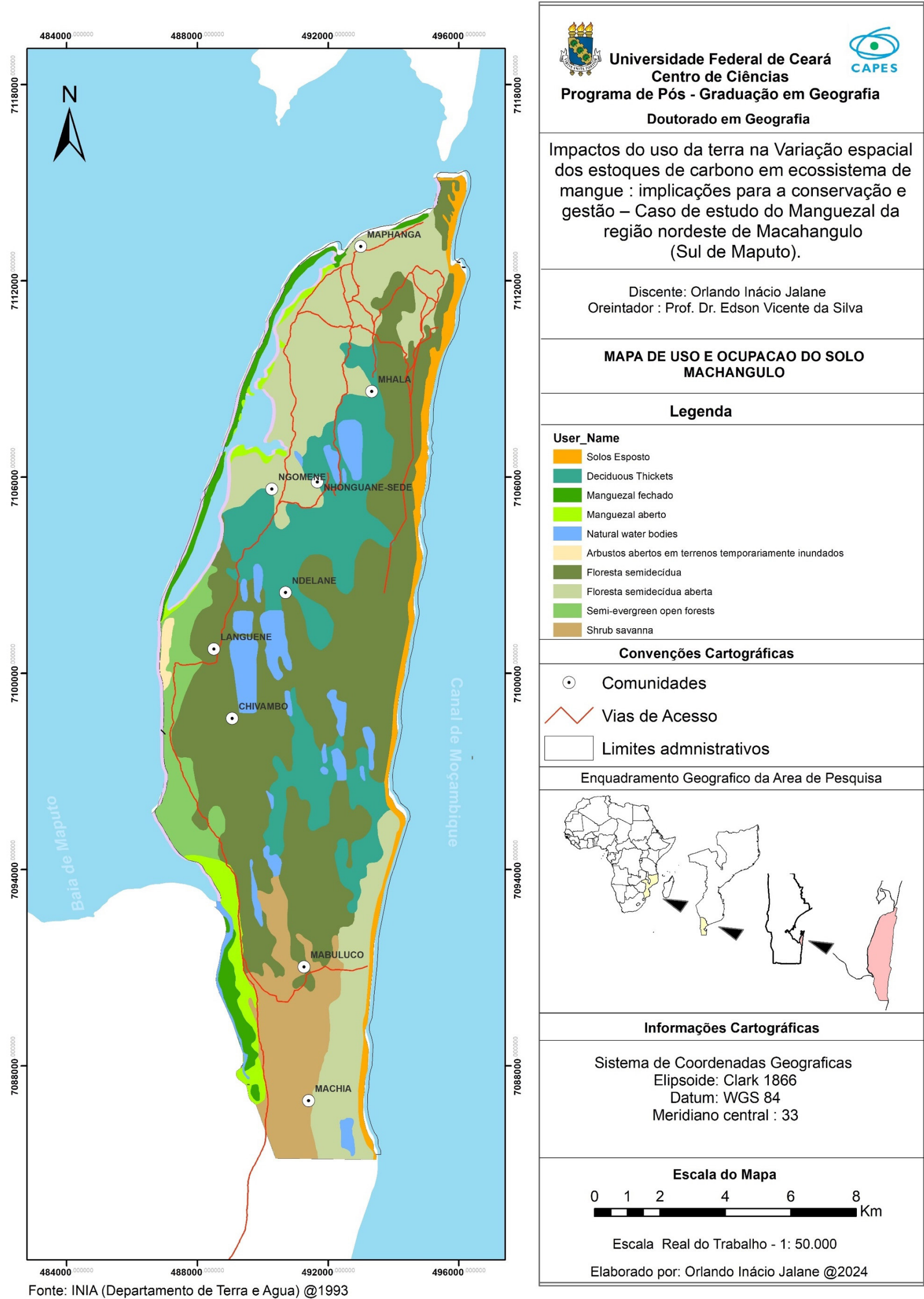
A vegetação da Península de Machangulo reflete essa heterogeneidade edáfica e geomorfológica, distribuindo-se em mosaicos que incluem comunidades pioneiras de dunas, matagais, florestas arenosas e formações de manguezal. Nas dunas costeiras predominam espécies fixadoras de areia, como *Sesuvium portulacastrum*, *Cyperus maritimus*, *Scaevola thunbergii* e *Ipomoea pes-caprae*, que desempenham papel fundamental na estabilização dos sedimentos. À medida que as dunas se tornam mais antigas e estabilizadas, surgem comunidades arbustivas e arbóreas, como *Mimusops caffra*, *Brachylaena discolor* e *Vepris lanceolata*, formando matagais e florestas de maior complexidade estrutural (Bandeira e Paula, 2014). Nas zonas interdunares e lagoas costeiras, observa-se vegetação higrófila composta por *Syzygium cordatum*, *Garcinia livingstonei* e *Trichilia emetica*.

O ecossistema de manguezal, distribuído ao longo da costa ocidental da península e associado às unidades de solos aluvionares (FE), ocupa cerca de 19 km² e apresenta predomínio de espécies como *Avicennia marina*, *Ceriops tagal* e *Rhizophora mucronata*. Estas formações, além de armazenarem grandes estoques de carbono, oferecem múltiplos serviços ecossistêmicos, incluindo proteção costeira, regulação hidrológica e suporte às atividades pesqueiras locais.

A interação entre solos e vegetação na Península de Machangulo resulta, portanto, em um mosaico ecológico que combina formações recentes de baixa fertilidade, recobertas por comunidades pioneiras, e áreas aluvionares mais férteis, onde se desenvolvem ecossistemas de elevada produtividade, como os manguezais. Essa diversidade edáfica e florística condiciona a dinâmica de sequestro de carbono e reforça a importância da gestão integrada do território para a conservação dos ecossistemas e a mitigação das mudanças climáticas.

A Figura 11 ilustra a organização espacial da ocupação e da forma de uso do solo na península de Machangulo, onde se destaca a floresta arenosa de donas fixas.

Figura 11 - Mapa de uso e cobertura da terra do período de 2022.



Fonte: elaborado pelo autor partir de dados de imagens Sentinel-2 de 2022 do Google Earth Engine.

4.4 Aspectos demográficos

A península de Machangulo é uma vasta área territorial no sul de Moçambique, com influência dos povos Tsongas e Nguni, seu território é resultante de guerras de expansão do reino Zulu no século XIX. A região é habitada principalmente pelos ronga, grupos originários dos Tsongas que habitam o sul de Moçambique, desde o norte do rio Save até a fronteira sul com a África do Sul.

Machangulo possui uma das menores densidades populacionais do distrito de Matutuine, com cerca de 6,2 habitantes por km². A população está distribuída de forma irregular e desigual nas duas localidades que compõem o posto administrativo, sendo a maior parte concentrada na área costeira, onde têm acesso aos benefícios diretos e indiretos do mar.

A área costeira de Machangulo concentra mais de 60% da população local devido ao maior desenvolvimento econômico proporcionado pelos serviços de turismo instalados ao longo da costa. Essa região oferece empregos para os residentes e eles também dependem da pesca para subsistência. Essa dependência econômica explica a maior ênfase na pesca e exploração de mariscos nos manguezais.

A pesca e o extrativismo costeiro desempenham um papel importante nas comunidades que não estão envolvidas na indústria turística local. Das cinco associações existentes, três estão ligadas à pesca, enquanto duas estão focadas em questões ambientais, como limpeza costeira e reposição de manguezais. Essas associações fazem parte dos conselhos comunitários de pescadores.

No que diz respeito à saúde, a península de Machangulo não possui unidades de saúde de referência, contando apenas com dois centros de saúde para cuidados básicos. Os habitantes precisam recorrer aos hospitais distritais da Ilha de Inhaca e Salamanga em casos mais graves. As autoridades do posto administrativo apontam a falta de unidades de saúde como uma das razões para a baixa ocupação territorial, pois muitos residentes migram para outras áreas do distrito, o que cria um vazio demográfico no interior do posto. A proximidade do Parque Nacional de Maputo também pode ser um fator.

Vários aspectos têm influenciado negativamente a fixação das pessoas no posto, especialmente nas áreas mais distantes do turismo e da pesca. A agricultura tem sido uma atividade substituta, praticada principalmente em nível familiar e com pouca capacidade de adaptação aos efeitos severos das mudanças climáticas. Outro desafio agrícola na região é a natureza dos solos disponíveis, que são em sua maioria dunas compostas por areias soltas, com baixa capacidade de retenção de água e pouca fertilidade, limitando os rendimentos para as famílias que dependem da agricultura como meio de subsistência.

Esses fatores também afetam outros serviços sociais básicos, como a educação, que é principalmente básica. Existe apenas uma escola até o nível da 10ª classe, localizada na sede do posto administrativo. A dispersão populacional é um desafio para os alunos, pois as distâncias percorridas dificultam o acesso às unidades educacionais.

De acordo com o censo de 2017, o nível de analfabetismo em Machangulo era superior a 80%, muito acima da média nacional de cerca de 39% da população adulta que não sabe ler nem escrever. Portanto, há muitos desafios para a população local em termos de acesso a serviços básicos de saúde e educação.

4.5 Comunidade de Machangulo Aspectos sociais e econômicos

Moçambique caracteriza-se por uma expressiva população rural, que representa cerca de 60% do total nacional, embora com uma das densidades populacionais mais baixas da África Austral. Essa distribuição desigual resulta do fato de muitas regiões carecerem de infraestrutura e oportunidades econômicas, o que leva as populações a concentrarem-se em áreas com maior potencial de subsistência, como zonas agrícolas férteis ou regiões litorâneas que oferecem recursos naturais e oportunidades de integração com mercados (Hoguane, 2007). Nesse contexto, a Península de Machangulo apresenta um padrão típico, com a maioria da população localizada junto à faixa costeira, onde se concentram as atividades económicas mais relevantes.

A presença do turismo de praia, aliado à forte demanda por produtos pesqueiros e madeireiros provenientes dos manguezais, explica a concentração de cerca de dois terços da população na zona litorânea. A economia local revela uma dependência significativa dessas atividades, uma vez que a pesca artesanal fornece não apenas alimento e renda para as famílias,

mas também abastece as unidades turísticas que atuam na região. O turismo, por sua vez, tornou-se um dos principais motores de dinamização econômica, integrando-se às práticas tradicionais de extrativismo e reforçando a importância dos recursos costeiros para a subsistência comunitária (MI, 2004).

Embora a península mantenha características eminentemente rurais, observa-se uma interdependência crescente entre turismo, conservação ambiental e práticas tradicionais de exploração de recursos. A comunidade encontra no turismo uma oportunidade de ampliar suas fontes de renda, ao mesmo tempo em que permanece fortemente vinculada à pesca artesanal e ao extrativismo de base natural. Essa interação, porém, exige equilíbrio, pois a sobre-exploração de recursos ou a degradação dos ecossistemas poderia comprometer tanto a economia local quanto a sustentabilidade ambiental (Cruz, Manuel e Mendes De Araújo, 2015)

Os manguezais desempenham papel central nesse equilíbrio. Além de funcionarem como barreiras naturais contra a erosão e berçários de biodiversidade, garantem a provisão de produtos que sustentam a pesca e alimentam a cadeia turística. Estudos recentes destacam que os manguezais moçambicanos fornecem serviços ecossistêmicos essenciais, incluindo captura e estocagem de carbono, suporte à pesca artesanal e proteção costeira (Bandeira e Paula, 2014; Pereira, 2023). Não por acaso, as organizações comunitárias de Machangulo estão fortemente voltadas para a conservação e gestão sustentável desses ecossistemas. Associações locais de pescadores e de conservação ambiental têm buscado articular a proteção dos manguezais com práticas de uso sustentável, revelando um esforço crescente de governança comunitária (Macamo *et al.*, 2024)

Assim, a vida socioeconômica em Machangulo estrutura-se num mosaico em que atividades tradicionais, como a pesca e o extrativismo, convivem com a modernização trazida pelo turismo. Essa articulação confere dinamismo, mas também vulnerabilidade, já que qualquer alteração nos ecossistemas costeiros repercute diretamente no bem-estar das comunidades. O futuro da região dependerá, portanto, da capacidade de conciliar conservação ambiental com desenvolvimento econômico local, reconhecendo os manguezais não apenas como recurso explorável, mas como pilar essencial para a resiliência social, econômica e ecológica da península.

4.6 Pressões antropogênicas e mudanças no uso da terra

As pressões antropogênicas e as mudanças no uso da terra constituem uma das principais ameaças à integridade dos ecossistemas, à biodiversidade e, de forma indireta, à saúde humana. Atividades como agricultura de subsistência, urbanização desordenada e desmatamento desencadeiam processos de degradação ambiental que se traduzem em perda de habitat, redução da diversidade biológica e maior risco de transmissão de doenças zoonóticas associadas à fragmentação dos ecossistemas (Grobler *et al.*, 2004)

A Península de Machangulo, localizada no extremo sul de Moçambique, representa uma área de elevada importância ecológica por abrigar ecossistemas costeiros e marinhos críticos, incluindo manguezais, recifes de coral e habitats de espécies ameaçadas. Reconhecida como parte da região endêmica de Maputaland, a península é considerada um santuário ecológico, não apenas pela sua biodiversidade singular, mas também pelos serviços ecossistêmicos que fornece, como proteção costeira, suporte à pesca artesanal, estocagem de carbono e manutenção de funções ecológicas essenciais (Grobler *et al.*, 2004).

Contudo, nas últimas décadas, a região tem enfrentado pressões antropogênicas crescentes. O crescimento populacional e a consequente expansão de áreas agrícolas, associada à exploração insustentável de recursos e ao aumento das atividades turísticas, configuram um quadro de transformação acelerada do uso e cobertura do solo. A conversão de áreas naturais em terrenos agrícolas e a instalação de infraestruturas turísticas em zonas sensíveis têm contribuído significativamente para a degradação de ecossistemas críticos como os manguezais e os recifes de coral (Maldonado Navarro, 2022).

Essas mudanças são particularmente graves, pois os manguezais e recifes desempenham papel central na resiliência socioecológica. A redução da cobertura florestal, observada sobretudo nos manguezais, está fortemente associada à expansão de resorts, abertura de vias de acesso e crescente demanda por espaço para o turismo costeiro, dado que Machangulo constitui um dos destinos mais valorizados da Baía de Maputo. Estudos globais confirmam que a construção de infraestruturas turísticas sobre áreas de mangue compromete o fluxo natural da água, altera processos biogeoquímicos e acelera a degradação dos ecossistemas (Duke *et al.*, 2007)

A agricultura de subsistência, embora essencial para a sobrevivência das comunidades locais, também é responsável por significativa conversão de áreas de floresta arenosa e manguezal.

Em escala global, a agricultura responde por aproximadamente 62% da perda de manguezais entre 2000 e 2016 (Goldberg *et al.*, 2020), sendo este padrão igualmente observável em Machangulo. Essa tendência reforça a vulnerabilidade da região, cuja capacidade de regeneração natural vem sendo comprometida.

A diminuição da cobertura vegetal e a degradação de ecossistemas costeiros comprometem diretamente a resiliência das áreas diante dos efeitos intensificados de eventos climáticos extremos, como tempestades e inundações. Estudos indicam que ecossistemas costeiros vegetados como manguezais, marismas salinas e gramíneas aquáticas desempenham um papel crucial na dissipação da energia das ondas, no atenuamento das marés de tempestade e na estabilização dos sedimentos, reduzindo significativamente os danos causados por tempestades costeiras (Daro Justine e Seenath, 2025). Além dos efeitos da sobrepesca, a poluição marinha por plásticos especialmente "redes fantasmas" representa uma ameaça crescente à pesca artesanal em Moçambique. Estima-se que 17 mil toneladas anuais de plástico vazam para os ecossistemas costeiros, gerando impactos significativos na produtividade pesqueira e na subsistência das comunidades locais (Raes *et al.*, 2021)

O agravamento dessas pressões coloca em xeque a capacidade dos mecanismos de gestão locais em assegurar a conservação dos recursos. A implementação de políticas integradas torna-se, portanto, uma necessidade urgente. Estratégias como o zoneamento ecológico-econômico, o fortalecimento da governança comunitária, a restauração ecológica de áreas degradadas e a adoção de práticas turísticas sustentáveis podem mitigar os impactos negativos e promover um equilíbrio entre desenvolvimento e conservação (Benatti, 2004; Berkes, 2007).

Diante desse cenário, a Península de Machangulo representa um microcosmo das dinâmicas socioambientais que afetam os ecossistemas costeiros tropicais uma região de enorme valor ecológico e social, mas simultaneamente marcada por pressões antrópicas crescentes. A gestão sustentável dependerá da articulação entre políticas públicas, iniciativas comunitárias e apoio institucional, garantindo que a conservação da biodiversidade caminhe lado a lado com o desenvolvimento socioeconômico. O fortalecimento da participação comunitária e a integração de práticas de conservação aos meios de subsistência locais configuram-se como elementos essenciais para assegurar a sustentabilidade a longo prazo da região.

5 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS DA PESQUISA

A seguir são apresentadas todos os materiais, métodos, fundamentos teóricos e os procedimentos técnicos que ajudaram a nortear os objetivos propostos na presente pesquisa. Ela traz consigo a identificação e apresentação da área da península de Machangulo a sudeste da baía de Maputo onde foi desenvolvida a pesquisa em Moçambique, assim como todos os elementos base técnicos e metodológicos de forma detalhada de modo a deixar mais claro as pretensões desejadas no alcance da pesquisa.

A fundamentação traz consigo um manancial de elementos que ajudarão na situação do tema, a forma como as questões ambientais ligadas as mudanças climáticas foram sendo tratadas ao longo do tempo. As novas tendencias de olhar os ecossistemas não como meros fornecedores de matéria prima, mas como um bem existencial do ser humano na terra e das formas de vida como elas são conhecidas.

Ainda procura explorar a questão da valoração dos ecossistemas como mecanismo de apoio a tomada de decisão para a proteção e conservação dos ECs, olhando nos serviços e bens que oferecem ao bem estar Humano, em particular as comunidades costeiras, que são os mais impactados com a degradação e desaparecimento destes ecossistemas.

5.1 Materiais e métodos da pesquisa

Este capítulo apresenta os procedimentos metodológicos adotados para investigar os impactos do uso da terra sobre a variação espacial dos estoques de carbono nos manguezais de Machangulo, em Maputo, Moçambique, e suas implicações socioeconômicas para a conservação e gestão desses ecossistemas. A definição rigorosa dos métodos utilizados visa assegurar a confiabilidade dos resultados obtidos, bem como a sua aplicabilidade em contextos similares de gestão costeira.

A pesquisa foi concebida a partir de uma abordagem interdisciplinar e integrada, articulando métodos de quantificação ecológica com técnicas de análise socioeconômica. A primeira dimensão envolveu o levantamento de dados biofísicos por meio de amostragem em campo, georreferenciamento e análises laboratoriais para estimar os estoques de carbono em diferentes unidades de cobertura e uso da terra. A segunda dimensão consistiu na coleta de

informações socioeconômicas junto às comunidades locais, utilizando entrevistas, questionários semiestruturados e observações participativas, de modo a compreender os vínculos entre os recursos do manguezal e as estratégias de subsistência.

5.1.1 Área de manguezais de Machangulo

O estudo foi conduzido em um ecossistema de manguezal situado no extremo sul de Moçambique, na Península de Machangulo. Para a análise em campo, foram demarcadas três parcelas experimentais:

Parcela 1 (15 x 15 m), representando uma área relativamente conservada;

Parcela 2 (20 x 25 m), caracterizada por alto grau de degradação;

Parcela 3 (20 x 25 m), considerada como estando em condição intermediária.

A flora local é dominada por espécies características da região, incluindo *Avicennia marina*, *Ceriops tagal*, *Rhizophora mucronata*, *Bruguiera gymnorhiza* e *Xylocarpus granatum*.

A estimativa da área total de manguezais foi realizada por meio da análise de imagens de satélite referentes ao ano de 2022, utilizando dados provenientes do sensor Sentinel-2A (MSI – Multispectral Instrument), que possui resolução espacial de 10 metros e revisita a cada 10 dias, o que garante maior precisão no cálculo da cobertura vegetal. O MSI é um sensor multiespectral de alta resolução desenvolvido pela Agência Espacial Europeia (ESA), no âmbito do programa Copernicus, e disponibiliza 13 bandas espectrais com diferentes resoluções espaciais, quatro bandas com resolução de 10 m, seis bandas com 20 m e três bandas com 60 m. Essa configuração possibilita uma ampla gama de aplicações, incluindo o monitoramento da vegetação, do solo, da cobertura hídrica, bem como a observação de corpos d'água interiores e zonas costeiras.

Para aumentar a acurácia da análise, os dados do Sentinel-2 foram integrados aos sensores OLI dos satélites Landsat 8 e Landsat 9, por meio do produto Harmonized Landsat Sentinel-2 (HLS), o que proporcionou maior consistência temporal e espectral no mapeamento.

Adicionalmente, foram analisadas imagens de sensoriamento remoto referentes a três períodos distintos 2000, 2010 e 2022 com o objetivo de avaliar a dinâmica espaço-temporal da cobertura de manguezais ao longo de 22 anos.

Esse mapeamento permitiu identificar a extensão atual dos manguezais em Machangulo e as variações ocorridas em função de pressões antrópicas e de processos naturais, fornecendo

subsídios fundamentais para a compreensão das tendências de conservação e degradação desses ecossistemas ao longo do tempo.

5.1.2 *Estratégia de pesquisa*

Para a presente investigação, foram demarcadas parcelas experimentais de 20 m × 25 m, distribuídas em três distintas condições ecológicas da paisagem de manguezal na Península de Machangulo, com o objetivo de representar os principais cenários ambientais locais:

Manguezais bem preservados (State of Well Preserved – SWP): áreas com baixa ou nenhuma interferência antrópica;

Manguezais degradados (State of Degradation – SD): áreas em avançado estado de degradação, altamente perturbadas ou com perda significativa de suas características originais;

Manguezais em processo de restauração (State of Restoration – SR): áreas em regeneração natural ou sujeitas a intervenções de recuperação ecológica.

Com o intuito de assegurar maior representatividade ecológica, foram inicialmente estabelecidas duas parcelas para cada uma das condições acima descritas, totalizando seis unidades de monitoramento.

No entanto, em virtude de limitações financeiras e logísticas, apenas três parcelas foram efetivamente amostradas em campo uma para cada estado ecológico. Essa decisão metodológica implicou na utilização dos dados coletados como amostras representativas das três condições dos manguezais, servindo de base para as análises subsequentes.

Reconhece-se que a restrição no número de parcelas constitui uma limitação do estudo, principalmente no que tange à capacidade de generalização dos resultados. Todavia, tal limitação também evidencia a necessidade de novas pesquisas com maior cobertura espacial e temporal, de modo a aprofundar a compreensão sobre os processos ecológicos e os diferentes graus de conservação dos manguezais na região.

Figura 12 - Delimitação das parcelas de amostragem



Fonte: própria dos autores (2023).

Nas parcelas selecionadas, foi realizado o levantamento da biomassa acima do solo, por meio da quantificação das árvores e da identificação das espécies presentes, e da biomassa abaixo do solo, considerando a matéria orgânica não totalmente decomposta. Esses levantamentos foram conduzidos em três campanhas de campo, um estudo exploratório em outubro de 2022, seguido de duas campanhas principais de coleta de dados em novembro de 2023 e fevereiro de 2024.

Figura 13 - Delimitação duma parcela em umas das três condições proposta para o estudo.



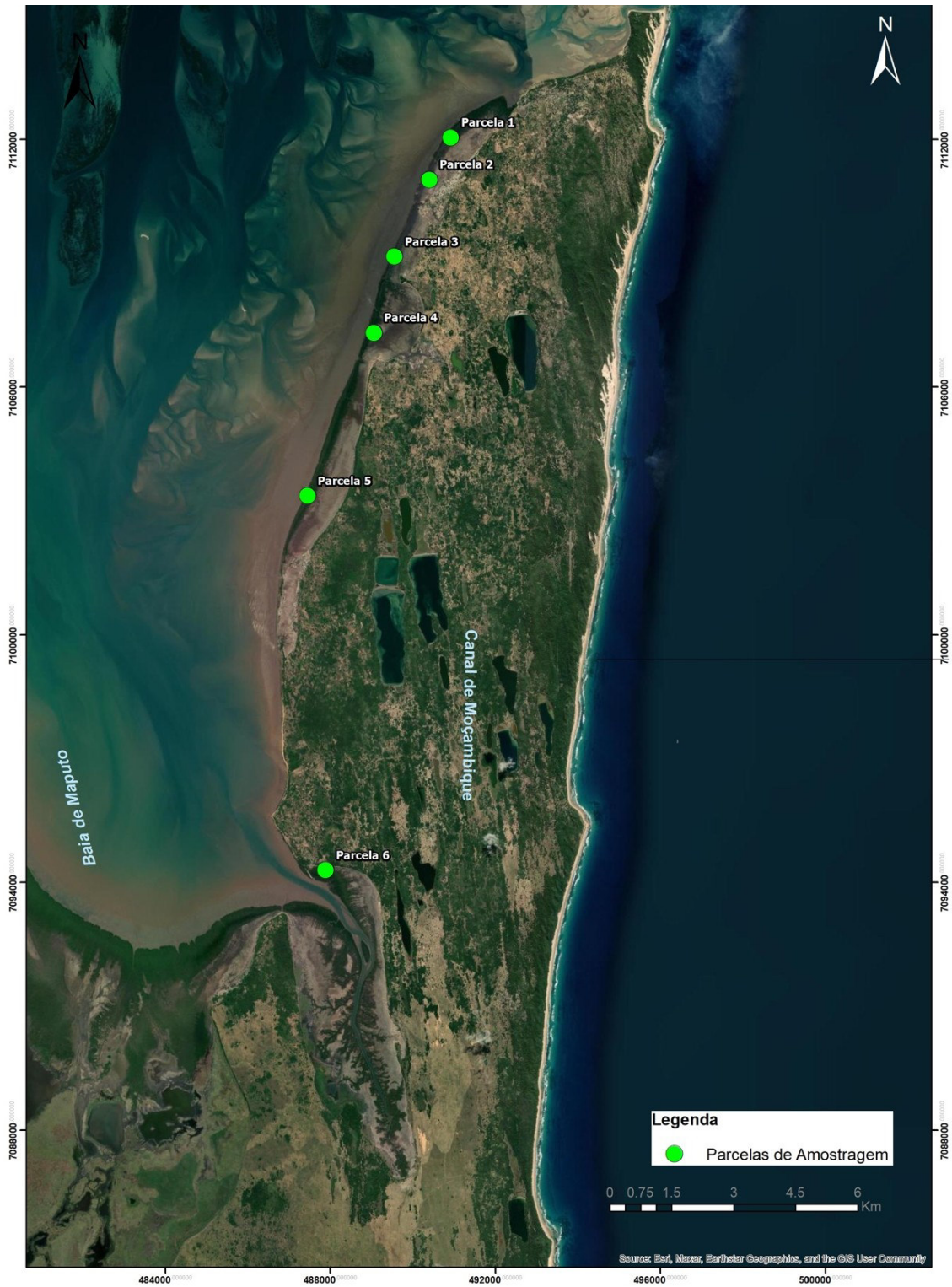
Fonte: própria dos autores (2023)

Durante essas etapas, também foram recolhidas amostras de solo em cada parcela, visando a quantificação do carbono estocado no sedimento, de modo a sustentar os cálculos de sequestro de carbono nas diferentes condições ecológicas avaliadas.

A área total amostrada corresponde à faixa contínua de manguezal localizada na península de Machangulo, que se estende da Ponta de Santa Maria até o portão norte do Parque Nacional de Maputo (PNM), cobrindo aproximadamente 19 km de extensão (14 km ao norte e 5 km ao sul).

Das 6 parcelas proposta para amostragem apenas 3 foram amostrados e analisados os dados, desses são os casos das parcelas 1, 3 e 5. Que se mostra a sua disposição e distribuição espacial ao longo do ecossistema de manguezal no mapa da figura 10, que ilustra a configuração longitudinal da mancha de mangue na região.

Figura 14 - Proposta de áreas de amostragem e monitoramento do sequestro de carbono



Fonte: elaborado pelo autor 2023.

5.2 Modelagem e mapeamento de valores sociais e econômicos dos ecossistemas de manguezais

A modelagem e o mapeamento dos valores sociais e econômicos dos ecossistemas de manguezal constituem etapas fundamentais para a compreensão abrangente da sua importância ecológica, cultural e para o desenvolvimento sustentável das regiões costeiras. Tais abordagens são essenciais para subsidiar políticas públicas voltadas à conservação desses ambientes e à valorização dos serviços ecossistêmicos prestados por eles, como o sequestro de carbono, a proteção costeira e o suporte à pesca artesanal.

Para alcançar esse objetivo, propõem-se três abordagens metodológicas integradas, sendo a primeira delas baseada no uso de geotecnologias.

5.2.1 Sensoriamento Remoto e SIG.

O sensoriamento remoto, aliado aos Sistemas de Informações Geográficas (SIG), configura-se como uma das ferramentas mais eficazes para a identificação, monitoramento e modelagem dos ecossistemas de manguezal. Por meio da utilização de imagens de satélite de média e alta resolução espacial, é possível mapear a extensão dos manguezais, avaliar alterações temporais na cobertura vegetal e estimar a biomassa e o carbono armazenado, parâmetros fundamentais para a mensuração do valor econômico e ecológico do ecossistema (Hamilton e Casey, 2016; Kuenzer *et al.*, 2011)

Além do mapeamento físico, o uso de SIG permite a análise espacial integrada dos dados socioeconômicos coletados, viabilizando a geração de mapas temáticos que representem os diferentes valores associados aos manguezais – desde a contribuição econômica da pesca até os estoques de carbono e a exposição a riscos climáticos.

No âmbito desta pesquisa foi empregado o Google Earth Engine (GEEN), uma plataforma computacional em nuvem que possibilita o processamento em larga escala de imagens de sensoriamento remoto. O GEEN permite a aplicação de algoritmos de aprendizado de máquina como Random Forest (RF) e Support Vector Machines (SVM) – para a classificação da cobertura

do solo, proporcionando alta acurácia na geração de mapas com resoluções espaciais e temporais consistentes (Jangid, Gupta e Shrivastava, 2023; Patil e Panhalkar, 2023).

Além disso, o GEEN tem se destacado como ferramenta essencial para o monitoramento de mudanças de uso da terra, especialmente em áreas sensíveis como os manguezais, onde a dinâmica costeira e a pressão antrópica tornam imprescindível o acompanhamento contínuo (Nur *et al.*, 2023).

A integração entre dados espaciais e informações socioeconômicas permitirá não apenas estimar o valor monetário do carbono sequestrado, mas também mensurar as perdas econômicas potenciais decorrentes da degradação do mangue, reforçando a necessidade de estratégias de gestão costeira integradas e sustentáveis.

5.3 Avaliação da capacidade de armazenamento de carbono dos ecossistemas de manguezais em seus solos e biomassa.

Essa avaliação envolveu medir e estimar os estoques de carbono em diferentes componentes do ecossistema de mangue, incluindo biomassa acima e abaixo do solo, bem como o carbono armazenado nos solos dessa forma avaliar a capacidade do mesmo para armazenar o carbono. Ao quantificar o potencial de armazenamento de carbono dos manguezais, ajudará a mostrar a importância desses ecossistemas como sumidouros naturais de carbono. Para atingir esse objetivo a pesquisa se apoiara em várias técnicas e processos metodológicos propostos por vários autores, que seguem abaixo.

5.3.1 Coletas de amostras de solo

A coleta de amostras de solo foi realizada em cinco profundidades estratificadas: 0–15 cm, 15–30 cm, 30–60 cm, 60–100 cm e 100–150 cm. A adoção de 150 cm como profundidade máxima segue as diretrizes metodológicas do IPCC, que recomenda a análise do perfil de solo até pelo menos 100 cm, considerando que as camadas superficiais são mais suscetíveis à remineralização do carbono orgânico. Ademais, a extensão até 150 cm visa garantir maior representatividade e permitir comparações com estudos de referência que adotam essa profundidade.

As amostras foram extraídas utilizando trado e cilindros volumétricos, devidamente identificadas, armazenadas em sacos de polietileno e transportadas em condições controladas ao laboratório para análise. No laboratório, as amostras passaram inicialmente por um processo de secagem em estufa com circulação de ar forçada a 40 °C, temperatura escolhida para evitar perdas de carbono mais volátil, assegurando a integridade da matéria orgânica.

Após a secagem, o solo foi peneirado em malha de 2 mm com o objetivo de remover fragmentos grossos, raízes e outros materiais indesejáveis. A fração peneirada foi, então, submetida à análise do Carbono Orgânico Total (TOC), utilizando o método de Walkley e Black, conforme os protocolos estabelecidos pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2019). Este método baseia-se na oxidação do carbono orgânico por dicromato de potássio em meio ácido, sendo amplamente empregado em estudos de solos tropicais devido à sua eficácia na quantificação da fração lábil do carbono presente.

Essa abordagem metodológica tem como objetivo assegurar a padronização dos dados e fornecer estimativas confiáveis do conteúdo de carbono orgânico nos diferentes horizontes do solo, possibilitando a avaliação comparativa da distribuição vertical de carbono e contribuindo para a estimativa dos estoques totais nos ecossistemas pesquisados.

5.3.2 *Biomassa Acima e Abaixo do Solo*

A estimativa da biomassa em ecossistemas de manguezal exige o inventário tanto da matéria viva quanto da morta localizada acima do solo. Para converter a biomassa em carbono, adotaram-se os métodos propostos por Hamilton e Friess (2018) e Kauffman, J.B. e Donato (2012), ajustados às características ecológicas e climáticas do sul de Moçambique. A abordagem adotada considera as especificidades da vegetação de mangue local, e os protocolos metodológicos foram cuidadosamente adaptados às condições de campo.

A biomassa acima do solo (Above Ground Biomass – AGB) foi estimada pela soma da biomassa viva e da biomassa morta acima do solo. Já a biomassa abaixo do solo (Below Ground Biomass – BGB) foi obtida a partir da medição do material orgânico morto abaixo da superfície, em subparcelas de 1m x 1m inseridas na parcela principal.

Durante o trabalho de campo, a biomassa do ecossistema foi classificada em três categorias, de acordo com o estado das plantas dentro das parcelas analisadas:

PV – Plantas Vivas em Pé

PMV – Plantas Mortas em Pé

PMD – Plantas Mortas Deitadas

Assim, a biomassa acima do solo (AGB) é resultante da soma de AGB_PV (biomassa de árvores vivas) e PMV, enquanto a biomassa abaixo do solo (BGB) corresponde exclusivamente à fração PMD.

A biomassa total (TB) do ecossistema é expressa como:

$$TB = AGB + BGB$$

5.3.2.1 Biomassa de Árvores Vivas (PV)

Para a estimativa da biomassa de árvores vivas em pé, utilizou-se a equação alométrica proposta por Komiyama, Pongpan e Kato (2005), adequada para ecossistemas de manguezais semelhantes ao da região de Machangulo:

$$AGB_{PV} = 0.251 * \rho * D^2 * H \text{ equação alométrica (Komiyama et al., 2005).}$$

Onde:

D: Diâmetro à altura do peito (cm);

H: Altura média (m);

ρ : Densidade da madeira (g/cm³), ponderada pela composição de espécies.

5.3.2.2 Biomassa de Árvores Mortas (PMV/PMD)

A estimativa da biomassa de árvores mortas, tanto em pé (PMV) quanto deitadas (PMD), foi realizada com base na adaptação das equações alométricas convencionais, com a incorporação de um fator de decomposição (f). Essa inclusão é necessária devido às diferenças significativas nas taxas de decomposição entre os dois estados estruturais das árvores mortas.

De acordo com (Campbell, Fontaine e Donato, 2016), árvores mortas em pé apresentam uma taxa de decomposição aproximadamente 35% menor do que aquelas que já se encontram deitadas no solo, em função da menor exposição à umidade e ao contato direto com agentes decompositores.

Na presente pesquisa, esses fatores foram ajustados para refletir as condições locais e a composição específica do manguezal estudado. Assim, adotaram-se os seguintes coeficientes de redução:

20% para árvores mortas em pé (PMV),

50% para árvores mortas deitadas (PMD).

Com base nessas correções, a equação ajustada para estimativa da biomassa das árvores mortas nas parcelas analisadas foi definida com:

$$AGB_{PMV/PMD} = \sum (0.21 * \rho * D^2 * H * f)$$

Onde:

ρ : Densidade da madeira (g/cm³);

H : Altura da árvore (m)

f : Fator de decomposição (0,8 para PMV; 0,5 para PMD);

D : Diâmetro à altura do peito (DAP, em cm);

A aplicação dessa equação permitiu uma estimativa mais realista da biomassa morta presente no ecossistema de manguezal, considerando a variação nas taxas de decomposição conforme a posição estrutural das árvores.

5.3.2.3 Matéria Morta no Solo (CWD)

Nesta pesquisa, definiu-se como matéria morta do solo (MMS) todo o material vegetal remanescente, como restolhos, folhas, galhos finos e serrapilheira, encontrado na superfície das parcelas amostradas. A amostragem foi realizada em subparcelas de 1 m x 1 m, representativas da área total da parcela principal.

A massa total da matéria morta foi determinada a partir da massa registrada na subparcela de 1 m², multiplicada pela área total da parcela. A equação utilizada para o cálculo é a seguinte:

$$Massatotal_{MMS} = massa\ por\ m^2 * area\ da\ parcela\ (m^2)$$

Para estimar o carbono contido na matéria morta superficial, foi adotado o fator de

conversão convencional de 50% da massa seca total, assumindo que essa proporção corresponde ao conteúdo médio de carbono da biomassa morta (Kauffman & Donato, 2012). Assim, a estimativa do carbono da MMS foi calculada por:

$$CMMS = massa\ total \times 0,5$$

Além disso, para árvores mortas (em pé e deitadas), foram aplicados fatores de correção com base na literatura clássica. De acordo com Twilley, Chen e Hargis (1992), a proporção de carbono em relação à biomassa viva é, em média:

70% para plantas mortas em pé (PMV)

50% para plantas mortas deitadas (PMD)

A biomassa morta superficial foi convertida em carbono utilizando o mesmo fator de 0,47, representando o teor médio de carbono na biomassa seca. Os valores finais foram expressos em toneladas de carbono por hectare (tC/ha), como unidade padrão para quantificação dos estoques de carbono nos diferentes compartimentos do ecossistema.

5.3.3 Estimativa de Carbono no Solo

Inclui todos os pressupostos básicos para a estimativa de carbono do solo, isso corresponde o conhecimento da densidade aparente do solo, os métodos usados para o fracionamento de matéria orgânica e as técnicas envolvidas.

5.3.3.1 Determinação da densidade aparente do solo

A determinação da densidade aparente do solo (bulk density) foi realizada com base na coleta de amostras indeformadas em todas as profundidades analisadas, por meio de anéis volumétricos metálicos. Esse procedimento tem como objetivo obter amostras com volume conhecido, cuja massa seca permite estimar a densidade do solo.

Na presente pesquisa, foram utilizados cilindros metálicos com volume de 100 cm³, martelo metálico e espátula para extração em campo, bem como estufa de secagem e balança analítica de

alta precisão no laboratório.

Durante o trabalho de campo, mini perfis de até 70 cm de profundidade foram abertos para amostragem direta, respeitando as limitações impostas pelo lençol freático elevado e pela instabilidade do substrato. Nas profundidades mais profundas (60–150 cm), utilizou-se trado manual, priorizando a coleta de amostras minimamente perturbadas para inserção no anel metálico.

As amostras úmidas foram pesadas em campo e, posteriormente, submetidas à secagem em estufa a 105 °C até atingir massa constante. A massa seca foi então determinada pela equação:

$$(M_{ss}) = (M_{ci+ss}) - M_{ci}$$

Onde:

M_{ss} Massa do solo seco;

M_{ci+ss} Massa do cilindro com o solo seco

M_{ci} é o solo seco dentro cilindro

Com base na massa seca e no volume do cilindro (100 cm³), a densidade aparente (ρ_a) foi calculada por:

$$\rho_a = \frac{M_{ss}}{V};$$

onde:

V : Volume do cilindro metálico (100 cm³)

5.3.4 Fracionamento da matéria orgânica do solo por calcinação (Loss-on-Ignition, LOI)

O método de perda ao fogo (Loss-on-Ignition, LOI) quantifica a matéria orgânica do solo (MOS) a partir da diferença de massa entre a amostra seca a 105 °C e a amostra calcinada a temperaturas tipicamente entre 440–550 °C por 4–6 h, atribuindo-se essa perda à combustão de constituintes orgânicos (Walter E. Dean, Jr., 1974; Heiri, Lotter e Lemcke, 2001). Em termos práticos, prepara-se a fração < 2 mm, seca-se a 105 °C até massa constante, calcina-se em mufla

sob rampa controlada e pesa-se novamente após arrefecimento em dessecador; a LOI (%) resulta da razão entre a massa perdida e a massa seca inicial. Quando o interesse é integrar estoques, a LOI pode ser convertida em carbono orgânico (C org) mediante fator estequiométrico, preferencialmente, por calibração local com combustão seca (EA/CHN), reduzindo viés associado a diferenças na composição da MOS (Nelson e Sommers, 1996; Santisteban *et al.*, 2004).

Para fins de fracionamento, o LOI pode ser aplicado a subfrações operacionais por exemplo, classes granulométricas (areia, silte, argila) ou agregados estáveis estimando-se a contribuição relativa de cada fração para a MOS total por ponderação de massas (KONEN *et al.*, 2002). Em ambientes costeiros (manguezais, marismas), o método é amplamente utilizado pela sua robustez e baixo custo, desde que observadas correções para carbonatos e sais, que podem decompor-se parcialmente a ≥ 500 °C e inflacionar a perda de massa (Howard *et al.*, 2014; Walter E. Dean, Jr., 1974).

Apesar desses cuidados, a LOI mantém excelente relação custo-benefício para monitorizar padrões espaciais de MOS e apoiar o cálculo de estoques em gradientes ambientais, inclusive em ecossistemas de carbono azul.

Figura 15 - Forno mufla para calcinação/ignição de amostras.



Fonte: própria dos autores (2023)

5.3.4.1 Reservatórios de carbono no solo, sua composição e proporção em diferentes profundidades de solo.

A estimativa dos estoques de carbono foi realizada a partir da soma das quantidades de carbono armazenadas em cada uma das cinco profundidades analisadas: 0–15 cm, 15–30 cm, 30–

60 cm, 60–100 cm e 100–150 cm, totalizando um perfil de 150 cm. O cálculo dos estoques seguiu a seguinte equação:

$$C_{solo} (Mg\ ha - 1) = \rho a (gcm^{-3}) \times PS(cm) * \%C$$

Onde:

ρa : Densidade aparente do solo

PS : Profundidade da camada amostrada

$\%C$ é a concentração de carbono expressa como um número inteiro.

A soma dos valores obtidos em cada camada resultou no estoque total de carbono no solo para cada parcela. A representação das frações granulométricas de carbono, com diferentes características químicas, físicas e morfológicas, permitiu avaliar a qualidade da matéria orgânica presente, bem como a sua estabilidade e capacidade de sequestro de longo prazo.

Figura 16 - Análise e colheita de Amostras de solos em diferentes profundidades



Fonte: própria dos autores (2023).

Em cada área de estudo, as parcelas foram definidas em uma malha de 20 m x 25 m, com cinco pontos de coleta e cinco repetições por ponto, totalizando 25 amostras de solo por parcela.

Essas amostras foram submetidas a diferentes análises laboratoriais, incluindo:

Determinação da densidade aparente

Análise granulométrica (textura do solo)

Teor de carbono orgânico (combustão ou via Walkley-Black)

Figura 17 - Processo de análise laboratorial das amostras para a estimativa da textura.



Fonte: própria dos autores (2023)

A estimativa do estoque de carbono total nos ecossistemas de manguezal foi obtida pela integração dos resultados dos diferentes compartimentos de armazenamento, biomassa viva e morta (acima e abaixo do solo), matéria orgânica superficial e carbono do solo. Essa abordagem metodológica integrada permite avaliar com maior precisão o papel dos manguezais como sumidouros de carbono e fornece subsídios técnicos para o desenvolvimento de estratégias de mitigação das mudanças climáticas.

5.3.5 Conversão e Valoração do Carbono e análise Multicritério (MCDA)

A valoração ambiental quantifica, em termos monetários, os benefícios climáticos e socioecológicos gerados pela conservação e restauração de manguezais. Aqui, integram-se a conversão dos estoques de carbono do solo e da biomassa em dióxido de carbono equivalente (tCO₂e) e uma Análise Multicritério de Decisão (MCDA) para priorizar espacialmente áreas de intervenção, conciliando valor do carbono, biodiversidade, risco de conversão, custo de restauração e benefícios sociais.

Foram utilizados rasters temáticos com a mesma projeção cartográfica, extensão espacial e resolução. As máscaras de “nodata” foram propagadas a todos os produtos. Para reduzir o efeito de outliers, aplicou-se winsorização⁸ leve (exemplo: 2–98%) quando necessário. Zonas legalmente indisponíveis ou incompatíveis com manejo (p.ex., edificações, faixas de segurança) foram tratadas como restrições (Malczewski e Rinner, 2015).

A conversão de carbono (C, Mg C ha⁻¹) para CO₂e segue a estequiometria:

$$tCO_2e/ha = MgC/ha \times 44/12$$

A partir de rasters de estoques de solo 0–150 cm e da biomassa, obtiveram-se mapas de tCO₂e/ha. A valoração bruta por hectare, para um cenário de preço p (US\$ tCO₂e⁻¹), foi definida como:

$$V_{bruto}(US\$ ha^{-1}) = tCO_2e/ha \times p$$

Três cenários (baixo/médio/alto) foram empregados para análise de sensibilidade a preços, refletindo a incerteza de mercado. Como extensão mais realista a projetos de carbono, considerou-se a lógica de fluxos creditáveis isso é emissões evitadas anuais ΔE por hectare em um horizonte H com taxa de desconto r .

$$\Delta E = (\tau_{base} - \tau_{proj}) \times DC \times 44/12$$

Em que τ são taxas anuais de perda de carbono (base vs. sob projeto) e DC a densidade de

⁸ A winsorização é uma técnica estatística que substitui valores extremos (outliers) num conjunto de dados por um valor mais moderado, tipicamente o ponto mais próximo dentro de um determinado intervalo ou percentil. Diferentemente da eliminação de outliers, a winsorização mantém os dados na amostra, mas “poda” ou “aparar” esses valores extremos, suavizando a sua influência e tornando o conjunto de dados mais robusto para análise estatística. <https://estatisticafacil.org/glossario/o-que-e-winsorization-winsorizacao/#:~:text=Winsorization%C3%A7%C3%A3o%C3%A9%20uma%20t%C3%A9cnica%20estat%C3%ADstica,ou%20outliers%20em%20um%20conjunto%20de%20dados..>

C no compartimento relevante. O valor presente líquido (VPL) por hectare toma a forma:

$$VPl = \sum_{t=1}^H \frac{[\mathcal{P} \cdot \Delta E \cdot (1 - b) \cdot (1 - \ell) - OPEX]}{1 + \tau} - Capex,$$

Com b buffer de risco de reversão, ℓ fator de fuga e CAPEX/OPEX representando custos de restauração, monitoramento e governança.

5.3.5.1 Critérios para a MCDA

A MCDA combinou cinco critérios contínuos espacializados o Valor do carbono (US\$ ha⁻¹; benefício), a biodiversidade, o risco de conversão que mede a probabilidade ou pressão sobre o ecossistema, pode ser tratado como benefício, o custo de restauração (US\$ ha⁻¹; custo), e o Acesso ou benefício social isso é a proximidade a usos comunitários, serviços, áreas de pesca; benefício (Alongi, 2012; McLeod *et al.*, 2011; Pendleton *et al.*, 2012). Restrições como zonas inviáveis foram aplicadas como máscaras multiplicativas (0/1) ao resultado final.

Cada raster foi padronizado para os valores (0,1) por normalização min-máx local:

$$x'_i = \frac{x_i - \min(x)}{\max(x) - \min(x)}$$

Para critérios de custo, adotou-se transformação $\chi''_i = 1 - \chi'_i$ (quanto menor, melhor). Quando apropriado, utilizou-se normalização robusta por quantis (5–95%) para mitigar efeitos de valores extremos, mantendo monotonicidade.

5.3.5.2 Ponderação (AHP) e consistência

Os pesos w_j dos critérios foram elicitados por AHP (Analytic Hierarchy Process), a partir de comparações par-a-par com atores locais. O vetor de prioridades foi obtido do autovetor principal da matriz de julgamentos; a razão de consistência (CR) foi calculada conforme Saaty, aceitando-se $CR < 0,10$ como limiar de boa consistência (Saaty, 1987, 2002). Em caso de CR superior ao limiar, os julgamentos foram revisitados. Como alternativa de referência, relatam-se

resultados com pesos iguais.

Agregação principal adotou combinação linear ponderada (WLC):

$$Scores(S) = \sum_{j=1}^m w_j x_j(S),$$

Em que x_j são os critérios padronizados (benefício/custo) no pixel S. As máscaras de restrição $R(s) \in \{0,1\}$ foram aplicadas ao score final sendo $f = Score \times R$. O mapa resultante foi classificado em quatro classes de prioridade por quantis (baixa < P50; média P50–P75; alta P75–P90; muito alta > P90), facilitando comunicação e planejamento (Malczewski, 2006, 1999; Malczewski e Rinner, 2015).

A sensibilidade à ponderação foi avaliada por variação unifatorial dos pesos ($\pm 20\%$ em um critério por vez) e através da análise global por amostragens Dirichlet em torno do vetor w . Para cada amostra de pesos, recalculou-se o score e gerou-se um mapa de robustez indicando a frequência com que cada pixel permaneceu no top 5% considerada de prioridade muito alta (Saltelli *et al.*, 2008). Áreas simultaneamente top 5% e com alta robustez foram destacadas como núcleos robustos de priorização.

A incerteza foi tratada em duas frentes a biofísica, propagando a variância de predição dos mapas de SOC/biomassa para os valores US\$/ha (intervalos de confiança por pixel) e a econômica, mediante cenários de preço e buffers. Quando disponível, realizou-se simulação de Monte Carlo, reportando intervalos de 95% para o valor agregado por zona. Mapas de incerteza acompanharam os mapas de valor e de prioridade.

A coerência espacial dos hotspots foi verificada por comparação com os estados de conservação observados em campo, os padrões conhecidos de produtividade/pesca custos e viabilidade operacional reportados localmente. Para a etapa de AHP, a CR dos julgamentos foi documentada. Para a componente biofísica, as métricas de validação dos modelos (R^2_{cv} , RMSE, viés) e os parâmetros de variogramas/hiperparâmetros foram explicitados na seção anterior, garantindo rastreabilidade.

5.3.6 Avaliação Econômica dos Serviços Ecossistêmicos

A valoração econômica dos serviços ecossistêmicos representa um instrumento estratégico para traduzir em termos monetários os benefícios que os ecossistemas proporcionam à sociedade, contribuindo para sua valorização, proteção e incorporação nas políticas públicas. No caso dos manguezais, esses serviços abrangem não apenas os bens tangíveis, como pesca e madeira, mas também funções ecossistêmicas críticas como a proteção contra eventos climáticos extremos, a estabilização da linha de costa, a ciclagem de nutrientes e o sequestro de carbono.

No contexto das mudanças climáticas globais, cresce o reconhecimento do papel dos manguezais como importantes sumidouros de carbono azul, destacando-se sua capacidade de estocar carbono tanto na biomassa quanto nos solos úmidos, com taxas superiores às de outros ecossistemas florestais. Tais características colocam os manguezais no centro das discussões internacionais sobre mecanismos de compensação ambiental e mitigação de emissões, como o REDD+ e o Mercado Voluntário de Carbono.

A avaliação econômica, nesse cenário, funciona como ponte entre a conservação ecológica e a economia de mercado, ao estimar quanto valem os serviços prestados e quanto seria perdido com sua degradação. Com isso, contribui para a tomada de decisão informada, para o planejamento territorial e para a criação de incentivos econômicos à conservação, inclusive por meio de PSA.

5.3.6.1 Técnicas de Avaliação Econômica Utilizadas

A avaliação econômica, nesse cenário, funciona como ponte entre a conservação ecológica e a economia de mercado, ao estimar quanto valem os serviços prestados e quanto seria perdido com sua degradação. Com isso, contribui para a tomada de decisão informada, para o planejamento territorial e para a criação de incentivos econômicos à conservação, inclusive por meio de PSA.

A metodologia de valoração econômica adotada nesta pesquisa concentrou-se na atribuição de valor monetário ao serviço ecossistêmico de sequestro e armazenamento de carbono, com foco na biomassa vegetal e nos solos do ecossistema de mangue. Para isso, foram empregadas duas abordagens principais:

Método do Preço Hedônico: Baseado em estudos como o da (UNEP, 2011), essa abordagem considera o valor de mercado do carbono sequestrado, com base nos

créditos gerados a partir de sua permanência estocada no ecossistema. A metodologia segue os princípios do MDL do Protocolo de Quioto, em que florestas tropicais e manguezais são avaliadas conforme seu potencial de compensação de emissões.

Método da Avaliação de Danos Evitados: Inspirado em (Jakovac *et al.*, 2020), esse método estima os custos econômicos que seriam gerados pela liberação do carbono estocado em caso de degradação do manguezal. Os valores são calculados com base no mercado regulado de carbono e em estimativas de danos socioambientais associados às emissões evitadas. Essa técnica é particularmente útil para evidenciar o custo da inação ambiental.

Além dessas duas abordagens, a presente pesquisa também considerou estudos de revisão sobre o mercado global de carbono, como os de Hamilton et al (2010) e Diaz (2011), que fornecem parâmetros sobre a precificação média da tonelada de CO₂ equivalente nos diferentes mercados voluntário e regulado.

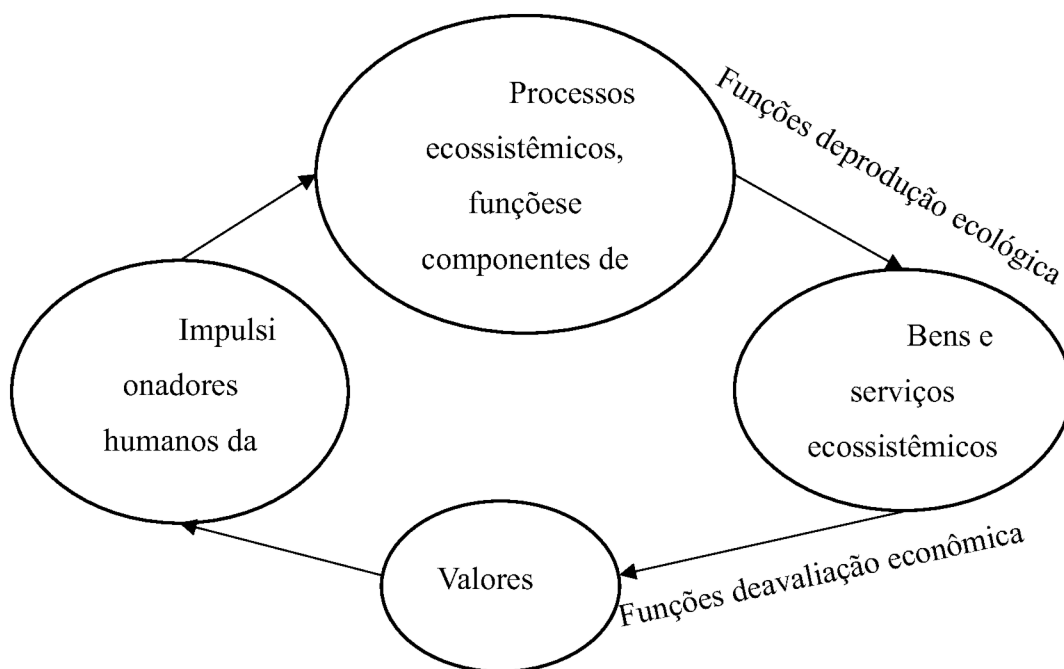
Essas metodologias foram aplicadas exclusivamente ao carbono, mas a literatura científica aponta para o potencial de expansão da valoração a outros serviços ecossistêmicos não comercializáveis diretamente, como a proteção costeira, o controle da salinidade, a purificação da água e a oferta de habitat para espécies comerciais (Barbier *et al.*, 2011)

Seguindo a lógica proposta por Barbier et al. (2011), o processo de valoração deve contemplar três etapas essenciais:

1. a caracterização das mudanças na estrutura e funcionamento do ecossistema;
2. a análise do impacto dessas mudanças sobre o fluxo de serviços ecossistêmicos;
3. a monetarização dos benefícios ou perdas geradas a partir dessas alterações.

A aplicação dessas etapas permite uma visão mais holística da dinâmica ecológica dos manguezais e da forma como ela se relaciona com o bem-estar humano, especialmente das comunidades costeiras que dependem diretamente desses ecossistemas. Essa abordagem também fortalece a argumentação para a inclusão dos manguezais em estratégias nacionais de mitigação, como os planos de ação para redução de emissões e as NDCs no âmbito do Acordo de Paris. As etapas do modelo lógico propostas por Babel et al (2011) estão representados na figura 18 abaixo.

Figura 18 - lógica sistêmica de valoração dos serviços ecossistêmicos



Fonte: Adaptado de Barbier et al (2011).

O fluxo representado no modelo segue uma cadeia lógica em que os impulsionadores humanos alteram os processos ecológicos, os quais, por sua vez, modificam a oferta de bens e serviços. Esses serviços são então valorados de acordo com sua utilidade ou relevância para o bem-estar humano. A atribuição de valor pode retroalimentar decisões de manejo e conservação, criando um ciclo de feedback entre sociedade e natureza.

Este modelo é particularmente útil no contexto dos manguezais, pois evidencia como alterações em sua estrutura por exemplo, pela conversão para aquacultura ou urbanização afetam diretamente os serviços prestados, como o sequestro de carbono, a proteção contra tempestades e a provisão de habitat pesqueiro. A partir da estrutura apresentada, é possível integrar os princípios da economia ambiental com os da ecologia sistêmica, gerando instrumentos técnicos para a valoração e proteção desses ecossistemas.

Todavia, é necessário reconhecer as limitações do modelo, como a simplificação de processos ecológicos complexos e a dificuldade de capturar valores não mercadológicos com precisão.

5.3.7 Impacto da organização comunitária

A metodologia empregada para este fim foi baseada na avaliação participativa, envolvendo diretamente os membros das comunidades locais, bem como outras partes interessadas.

Essa abordagem buscou integrar conhecimentos tradicionais, percepções locais e experiências práticas à modelagem dos valores sociais e econômicos atribuídos aos manguezais. Foram utilizadas técnicas participativas que permitiram a expressão de opiniões, mapeamento de prioridades e coleta de informações qualitativas sobre os serviços ecossistêmicos mais valorizados pela população.

Além disso, a avaliação participativa contribuiu para identificar impactos sociais e econômicos decorrentes das práticas de conservação e do sequestro de carbono, assim como compreender o papel da organização comunitária na adoção de práticas sustentáveis.

A condução metodológica seguiu os procedimentos descritos por (Reed, 2008; Tengö *et al.*, 2014), que enfatizam a importância da inclusão social e da co-construção do conhecimento para o êxito das políticas ambientais em contextos locais.

5.3.7.1 Avaliação participativa

Envolve a participação ativa das comunidades locais e das outras partes interessadas na identificação e valoração dos serviços ecossistêmicos dos manguezais. Nessa abordagem procurou-se buscar incorporar os conhecimentos tradicionais e as percepções locais na modelagem dos valores sociais e econômicos. Recorreu-se a técnicas que permite que os membros da comunidade expressem suas opiniões, compartilhem seus conhecimentos e forneçam informações sobre os serviços ecossistêmicos que consideram importantes. Além disso, a avaliação participativa pode ajudar a identificar os benefícios e os impactos sociais e econômicos resultantes do sequestro de carbono nos manguezais, bem como a entender como a organização e as práticas comunitárias afetam a capacidade de sequestro de carbono. Aqui vamos nos basear nas técnicas efetivadas segundo os procedimentos metodológicos propostos por (Reed, 2008; Tengö *et al.*, 2014).

5.3.8 *Análises de dados*

A análise e o tratamento dos dados foram conduzidos por meio de diferentes ferramentas estatísticas e computacionais. A manipulação inicial dos dados e os cálculos descritivos foram realizados no software Microsoft Excel.

As análises estatísticas e a modelagem geoespacial foram conduzidas no ambiente R (versão 4.2.2) para Windows, utilizando pacotes especializados para análise multivariada, modelagem espacial e visualização de dados.

Foram aplicados Modelos Lineares Gerais (GLM) e Modelos Lineares Multivariados (MLM), com o objetivo de avaliar relações entre variáveis como uso da terra, clima, cobertura vegetal e sequestro de carbono. Tais modelos são amplamente recomendados em estudos observacionais com múltiplas variáveis, por sua capacidade de controlar fatores de confusão e aumentar a robustez das inferências (Jankovic, 2022; White e Barnett, 2019).

Adicionalmente, foi utilizado o teste de Duncan para comparações múltiplas, visando analisar diferenças estatísticas entre grupos (ex.: pools orgânicos em diferentes tipos de parcelas). A análise de correlação também foi empregada para explorar relações entre variáveis que possam influenciar o teor de carbono orgânico do solo (SOC).

A significância estatística foi avaliada ao nível de confiança de 95%. Foram produzidas visualizações como boxplots para comparação de diâmetros por estado das árvores e gráficos de barras para análise comparativa dos estoques de carbono entre categorias de biomassa (plantas vivas, mortas e matéria morta superficial).

6 RESULTADOS DA PESQUISA

Ao longo desse capítulo iremos apresentar os resultados da pesquisa, a disposição geral das parcelas. Iremos debater as tendências da distribuição do carbono dentro das parcelas em análise, bem como o padrão de distribuição do mesmo. Faremos uma tentativa de associar esses padrões com as diferentes variáveis naturais que influenciam de forma direta ou indireta na capacidade de captura de C do ecossistema.

6.1 Características gerais das parcelas

As parcelas estudadas em Machangulo apresentam características variadas que refletem claramente diferentes condições de conservação dos manguezais locais. Nas áreas com boa ou excelente condição de conservação (classificadas como SWP), predominam cinco espécies de mangue, com destaque especial para *Avicennia marina*, seguida de *Ceriops tagal*, *Rhizophora mucronata* e *Bruguiera gymnorhiza*. A *Avicennia marina*, em particular, domina claramente essas parcelas, respondendo por 60% ou mais das árvores registradas. A altura média estimada dessas árvores é de aproximadamente 3,5 metros, porém é importante ressaltar que este valor é apenas estimativo, uma vez que a medição direta da altura não foi contemplada no levantamento original. Os diâmetros das árvores concentram-se predominantemente entre 9 e 13 cm, sugerindo uma população madura, condizente com a predominância de *Avicennia marina* e *Ceriops tagal*.

Figura 19 - Imagens aeriais da Parcela 1 status (SWP) ou Bom estado de conservação



Fonte: arquivo próprio, resultante de levantamento de campo (2024).

Contrariamente, nas áreas avaliadas com alta degradação (classificadas como SR), há uma

notável dificuldade em identificar as espécies devido à alta mortalidade, decorrente principalmente da passagem de uma tempestade tropical associada a chuvas de granizo. Cerca de 80% das árvores contabilizadas nessas parcelas estavam mortas, porém ainda em pé, apontando uma significativa deterioração estrutural do ecossistema. Importa destacar que, após mais de três anos desse evento climático extremo, não foi observada regeneração expressiva do manguezal, o que demonstra uma limitada capacidade de recuperação natural nessas condições adversas. As árvores remanescentes apresentam sinais evidentes de decomposição, com uma altura média inferior a 3 metros e um diâmetro médio inferior a 8 cm, com baixa variabilidade entre as parcelas.

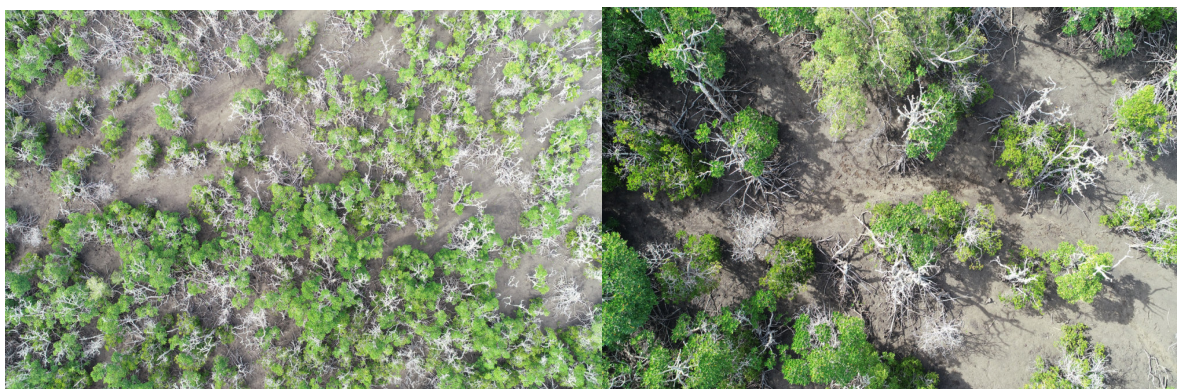
Figura 20 - Imagens aeriais de drone da parcela 2 - SD ou altamente degradada.



Fonte: arquivo próprio, resultante de levantamento de campo (2024).

Em parcelas com conservação intermediária ou com baixo grau de perturbação (classificadas como SD), observou-se maior concentração das espécies *Ceriops tagal* e *Bruguiera gymnorhiza*. Essas áreas caracterizam-se por uma distribuição mais ampla de diâmetros das árvores, com exemplares atingindo até 21 cm. Além disso, outras espécies como *Rhizophora mucronata* e *Xylocarpus granatum* estão presentes em baixa densidade. Notavelmente, essas parcelas apresentam uma estrutura mais aberta, com árvores dispersas, em contraste às áreas mais conservadas, que exibem uma formação mais fechada e árvores de menor diâmetro. Essa configuração mais aberta resultou em desafios práticos durante a delimitação e estabelecimento das parcelas para o estudo.

Figura 21 - Imagens aeriais de drone da parcela 3– SR ou altamente degradada



Fonte: arquivo próprio, resultante de levantamento de campo (2024).

Como propostas de aprimoramento, recomenda-se incluir no levantamento medições diretas e rigorosas da altura das árvores para aumentar a precisão das estimativas de biomassa e, conseqüentemente, dos estoques de carbono. Adicionalmente, sugere-se a implementação de avaliações periódicas e monitoramentos contínuos nas áreas afetadas por eventos climáticos severos para melhor compreender e facilitar estratégias efetivas de restauração e manejo sustentável desses ecossistemas.

6.2 Padrões espaciais dos estoques de carbono em Machangulo

Os padrões espaciais dos estoques de carbono foram avaliados em duas dimensões acima do solo, correspondendo ao carbono presente na biomassa aérea, e abaixo do solo, referido nesta pesquisa como carbono do solo.

6.2.1 *Carbono acima do solo (biomassa)*

Para esta análise, estimaram-se os estoques superficiais de carbono em três parcelas P1, P2 e P3 localizadas no sul de Moçambique. Foi aplicada a equação alométrica proposta por Chave et al. (2005), para biomassa aérea, assumindo que 46,4% da biomassa total é constituída por carbono (Kauffman, J.B. e Donato, 2012).

A estimação da biomassa seguiu a presente equação:

$$Biomassa = 0,251 * (DAP^2 * H)^{0,91}$$

As parcelas, com diferentes graus de conservação, demandaram estimativas específicas de acordo com seu estado. A biomassa viva foi definida como toda a massa das árvores vivas presentes, calculada com base na equação estabelecida.

$$C_{vivo} = 0,464 * Biomassa$$

A matéria morta foi quantificada como a massa de detritos (g/m²) e convertida em carbono com o fator de 0,464. Os valores foram ajustados à área de cada parcela e calculados segundo fórmulas previamente definidas. E usando as fórmulas matemáticas propostas anteriormente chegamos aos resultados refletidos na tabela 2 no que diz respeito aos estoques de carbono na biomassa nas três condições de pesquisa.

Tabela 2 - Estoques de Carbono por parcela

Parcela	Estoque Total de Carbono (Mg C/ há)
P1	72.07
P2	3.02
P3	20.77

Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

P1 – parcela em melhores condições de conservação SWP

P2 – Parcela extremamente degradado ou em processo de restauro SR

P3 – Parcela em condições intermédia ou em condições de conservação média (há vestígios de perturbação mais ainda mantêm as condições ecológicas intactas) SD.

Nas parcelas com bons níveis de conservação observa uma grande concentração de Carbono na Biomassa em contraste com a parcela parcialmente degradada pelos acontecimentos climáticos já aqui discutidos nessa pesquisa.

Olhando os resultados das três parcelas estudadas a primeira apresenta-se com os níveis de concentração de carbono na biomassa bastantes elevadas comparada a parcela de conservação

moderada alcançando a cerca de $\frac{3}{4}$ da parcela 3. A distribuição de carbono por estado da biomassa é vista na tabela 3, que ilustra a disposição das concentrações de carbono na Biomassa viva e morta das parcelas.

Tabela 3 - Estoques de Carbono por estado da biomassa - parcela

Parcela	Area_m2	C_{vivo} (Mg/ha)	C_{morta} (Mg/ha)	Carbono total (Mg/ha)
P1	225	71.16	0.91	72.07
P2	500	0	3.02	3.02
P3	500	19.38	1.39	20.77

Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

C_{vivo} – Carbono de biomassa viva

C_{morta} – Carbono de biomassa morta e material serpeheira

Carbono total – resultante da soma total do carbono da biomassa viva e do carbono da BM e MS.

Portanto o estado de conservação se mostra muito importante na capacidade do ecossistema exercer com perfeição as suas capacidades de sequestro de carbono através da Biomassa. As estatísticas descritivas reforçam essa percepção de que o estado natural do ecossistema e o tipo de material neles presentes exercem uma grande influência sobre a capacidade de sequestro, vinde a tabela 4.

Tabela 4 - Comparação dos estoques totais de carbono nas parcelas P1, P2 e P3

Estatísticas	Média (Mg/ha)	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
Valores	31.95	35,86	3.02	72.07

Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

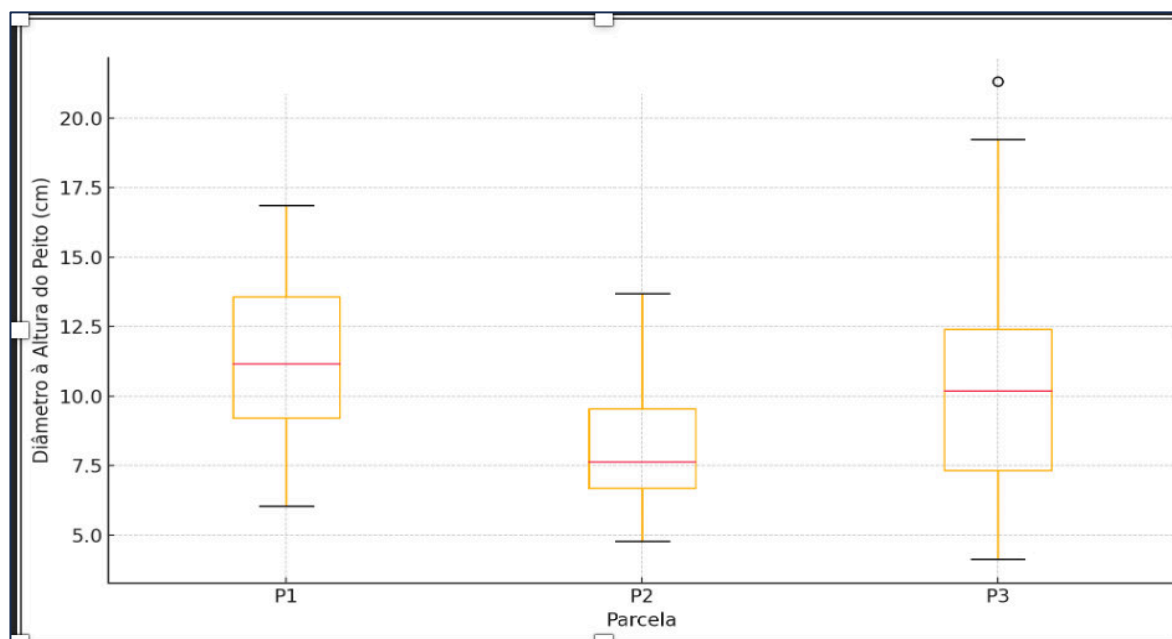
Como pode-se observar pelo desvio padrão há uma grande variabilidade espacial, refletida pelo elevado valor deste (35,86 Mg C/ha) em relação à média (31,95 Mg C/ha). No geral a Parcela P1, apresentou o maior estoque (~72 Mg C/ha), facto que pode derivar sobretudo da combinação de indivíduos de maior porte tipicamente *Avicennia marina* e *Ceriops tagal* e de densidade populacional elevada.

Espécies como a *Avicennia marina* são reconhecidas por produzirem madeira de alta

densidade e por apresentarem longos períodos de vida, o que favorece o acúmulo de biomassa aérea ao longo dos anos (Alongi, 2014). Já *Ceriops tagal*, embora seja uma espécie porte menor a médio, forma aglomerados densos que contribuem de forma expressiva para o estoque de carbono comunitário.

No que tange a parcela P2, que refletiu o estágio quase total de degradação, com remoção da vegetação viva, o estoque é bastante limitado a 3 Mg C/ha exclusivamente à fração de matéria morta, evidencia o efeito combinado de distúrbios antrópicos e processos naturais como inundações alteradas e as tempestades tropicais. Em contraste com P1, essa perda representa mais de 95% do carbono superficial potencialmente armazenado, sublinhando a vulnerabilidade dos manguezais à degradação. A persistência de detritos pode ainda favorecer a liberação gradual de CO₂ por decomposição aeróbica, agravando impactos climáticos locais e regionais (Donato *et al.*, 2011). As variações dos DAP entre as parcelas reforçam a visão que as características das espécies presentes em cada uma delas exercem influência sobre a mesma, como mostra a figura 22.

Figura 22 - Distribuição do DAP por parcela



Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

Os Estoque no intermediário (~21 Mg C/ha), refletem uma comunidade dominada por *Ceriops tagal* (~70% dos indivíduos com DAP > 2,5 cm) e presença moderada de *Bruguiera*

gymnorhiza. Essa composição sugere um estágio intermediário de sucessão ou recuperação, em que a densidade de árvores maiores é menor do que em P1, mas ainda suficiente para manter serviços de sequestro. Estudos indicam que parcelas com maior diversidade de espécies tendem a apresentar estoques mais estáveis a longo prazo, pois diferentes estratégias de crescimento e tolerância a estresses ambientais reduzem riscos de perda total em eventos extremos.

A grande discrepância entre P1 e P2 destaca a sensibilidade dos estoques de carbono à degradação e à composição de espécies. Esses resultados sublinham a importância de estratégias de conservação e restauração para manter a capacidade de sequestro de carbono dos manguezais.

6.2.2 Variabilidade espacial dos estoques de carbono no solo

Como anteriormente referenciado os estoques refletiram dois estágios de sequestro, acima do solo o que se refere ao carbono resultante da Biomassa e aos estoques abaixo solo precisamente aos estoques dos solos. Tal como as análises feitas no C da biomassa foram feitas em consideração as diferentes parcelas.

Para estimar os estoques de carbono (Mg C/ha) por camada de solo, aplicamos a seguinte fórmula:

$$\text{Estoque C} = C\% * \text{Dens.aparente}(g/cm^3) * \text{Espessura (cm)} * 100$$

Convertendo a espessura para hectares e o carbono para massa seca, usaremos:

$$\text{Estoque C (Mg/ha)} = 100C\% * \text{Dens.aparente}(g/cm^3) * \text{Espessura (cm)} * 100.$$

Para análise deste subcapítulo começamos analisando os dados amostrais extraídos nas três parcelas. Foram coletadas cerca de 78 amostras de solos para a análise laboratorial para estimar a percentagem de carbono orgânico disponível em cada profundidade dos pontos amostrados das três parcelas que indicam diferentes estados de conservação.

A tabela 5 ilustra as estatísticas de carbono orgânico percentual estimado em laboratório de todas as amostras coletadas em campo.

Tabela 5 - Estatísticas de carbono no solo por parcela

Parcela	Média	Desvio padrão (SD)	Mínimo	Máximo
P1	2.41	0.55	0.82	2.97

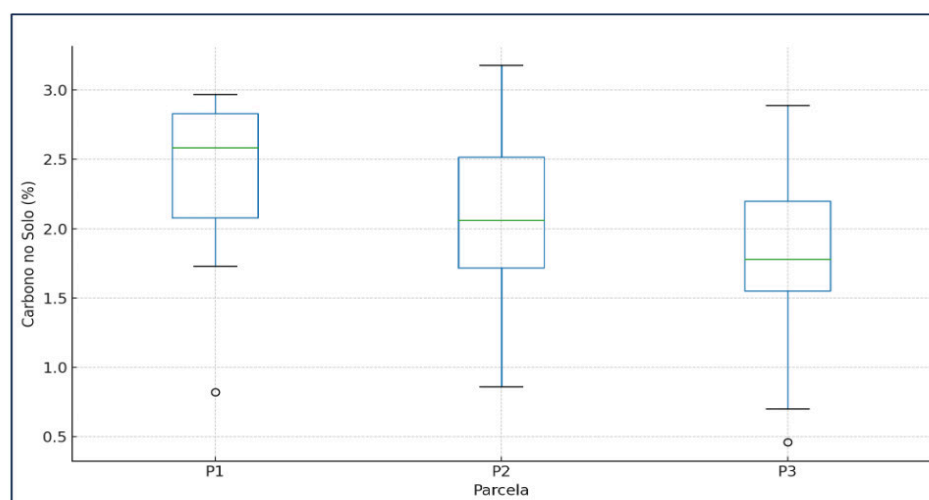
P2	2.08	0.69	0.86	3.18
P3	1.84	0.56	0.46	2.89

Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

De acordo com os dados disponíveis na tabela 5 podemos observar que a variação percentual de carbono orgânico nas três parcelas anda próximos a 2% dos materiais enviados ao laboratório. A parcela 1 apresentou uma média de 2,58% com um desvio aproximado de 0,43%, resultante da variação de 0,82% a 2,97%. As parcelas 2 e 3 apresentam o maior desvio de 0,60%, apesar de a menor média de carbono orgânico ter sido verificado na P3 e nesta parcela onde nota a maior variação de 0,87% a 3,18% correspondente a 2,43% de carbono orgânico.

Esse nível elevado de variação pode ter uma explicação na grande dispersão espacial das árvores dentro da parcela o que pode ter favorecido ao acúmulo de matéria em alguns pontos onde se concentra a maior diversidade de espécie e abundância dos indivíduos. Analisado a figura 23, podemos ver que a P1 demonstra uma mediana mais elevada e menor variabilidade espacial, algo que já referenciamos, isso pode estar associado aos menores impactos sofridos por essa área em causa.

Figura 23 - Distribuição de carbono orgânico no solo (%) por parcela

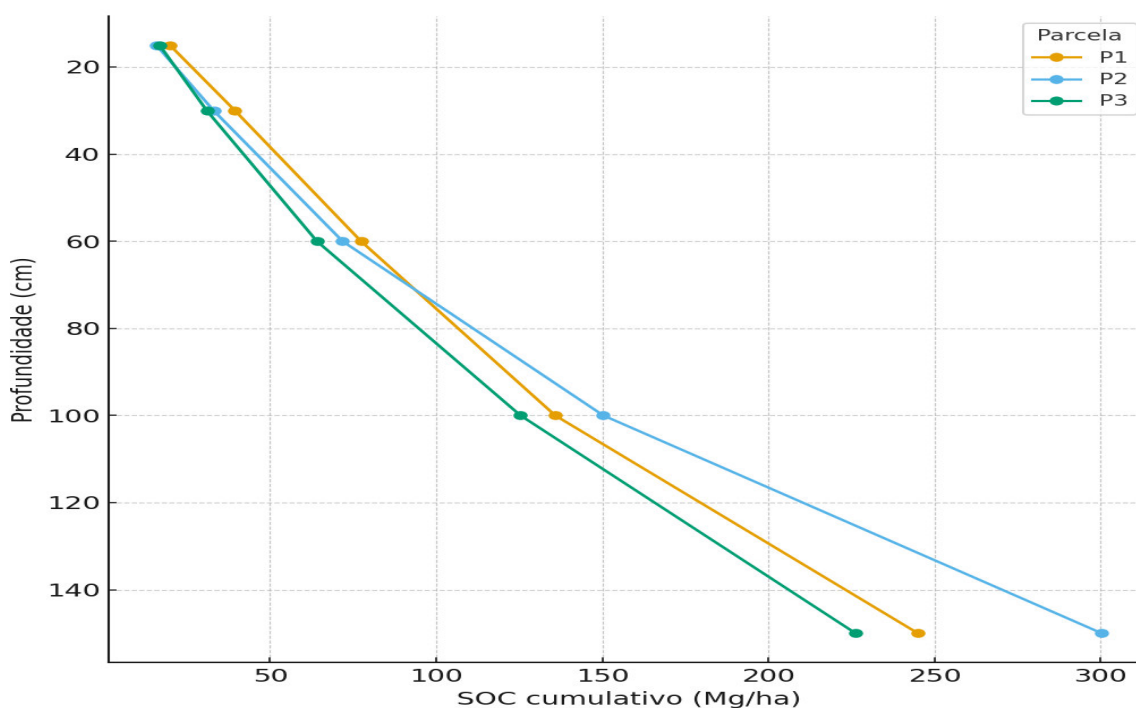


Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

No caso da P2 o Boxplot reforça a questão da dispersão o que sugere a alta mistura entre camadas superficiais ricos em concentração de carbono e as camadas mais profundas empobrecidas

em carbono, enquanto a P3 demonstra uma mediana muito baixo, o que pode estar associado a fator degradação que essa parcela foi exposta, explicando a perda de matéria orgânica e a possível compactação do solo, algo que é possível ser observado no perfil vertical do pontos levantados, mostrados na figura 24 abaixo.

Figura 24 - Perfil vertical de carbono orgânico no solo por parcela



Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

A P3 mostra padrão de declínio abrupto após 40 cm, atingindo $< 0,5\%$ nos horizontes mais profundos, a P2 mantém valores relativamente estáveis entre $2,4\%$ e $2,0\%$ até 30 cm, mas cai para $< 1\%$ abaixo de 40 cm, indicando camada orgânica superficial preservada, mas rápida perda em profundidade. Porém, na parcela SWP que corresponde a de melhor estado de conservação o percentual de C decresce moderadamente com a profundidade, mantendo níveis acima de $1,9\%$ até 60 cm.

6.2.2.1 Dinâmica espacial dos Estoques de carbono no solo

A variabilidade espacial dos estoques de carbono no solo, defere da tendência observada na biomassa onde as parcelas relativamente bem conservadas armazenam grandes quantidades de carbono. A estatísticas descritivas dos estoques por parcela são mostradas na tabela 6, onde estão ilustradas a média, mediana, desvio padrão (STD), mínimos, máximos e a percentagem da variabilidade espacial. Os valores estatísticos refletidos na Tabela 6 correspondem a total da profundidade do perfil de 150 cm, portanto os estoques disponíveis no ponto.

Tabela 6 - Estatísticas descritivas por parcela (0–150 cm)

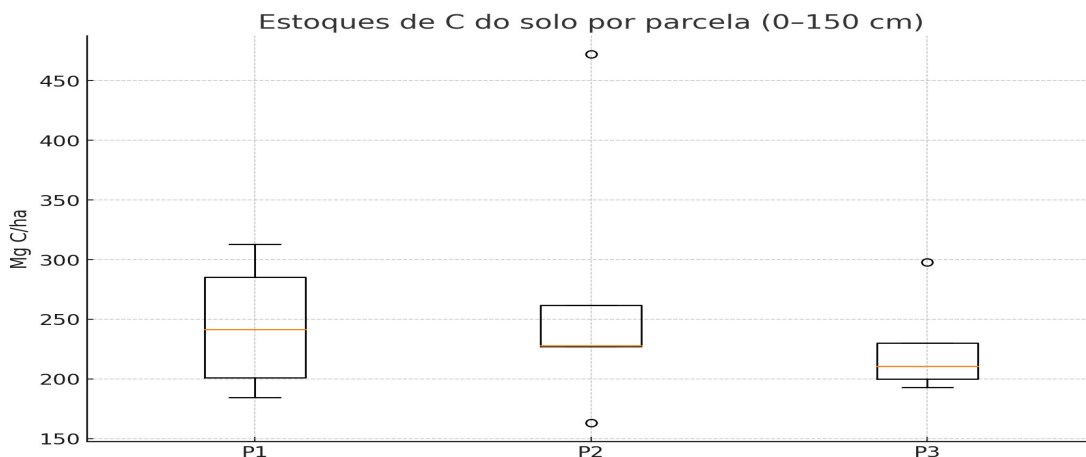
Parcela	Média	Mediana	STD	Min	Max	CV_%
P1	224.41	241.43	59.68	184.59	312.78	24.35
P2	316.54	227.81	118.28	163.09	472.11	43.75
P3	227.20	210.50	42.45	193.10	298.02	18.76

Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

De acordo com os resultados estatísticos pode-se observar que não existe uma grande diferença entre os estoques das parcelas analisadas. A P3 apresentou a média mais baixa das três parcelas, e a menor variabilidade espacial com aproximados 18.76% de variação, mostrando uma homogeneidade entre os valores estimados.

Ainda de acordo com a mesma tabela a P1 mostra-se com uma dispersão moderada de cerca de 24% de CV, enquanto a P2 é aquela que registra a maior variação entre as parcelas mostrando uma maior heterogeneidade entre os valores observados. A Tendência de puxar os valores extremos para cima pode ser notado pela média mais alta e pelo maior valor máximo, o que pode estar a representar os outliers, fato que é corroborado pela figura 25 do boxplot dos estoques de carbono por parcela na profundidade em causa.

Figura 25 - Boxplot dos estoques de C do solo por Parcela (0 – 150)



Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

Equivale lembrar que é na parcela 2 onde se tem o registro da maior perturbação ou níveis de degradação bastante elevados, daí que é esperado a existência de grandes disparidades como são os casos mostrados na figura abaixo, onde o valor extremo é observado nesta parcela.

A P3 se mostra mais estável comparada a situação de P1 que representa a melhor situação de conservação dentro desse ecossistema de manguezal, contrastando com o esperado para essas duas situações.

Essas variações são notadas nos mapas dos padrões de estoque de carbono, estimados por parcela na profundidade de 0 – 150 cm, conforme a proposta da pesquisa. Eles são resultantes da soma de todos os estoques disponíveis e cada uma das profundidades amostradas em campo por parcela, através da extrapolação espacial pelo método geoestatístico de krigagem dos pontos observados nas parcelas.

Foram estimadas o SOC para as três parcelas de modo a perceber a variação dos estoques de acordo com o estado de conservação das mesmas. De acordo, com os dados da tabela 6 e figura 26 expostos acima.

Nas três parcelas os padrões espaciais dos estoques de carbono em solos do ecossistema de Mangue de Machangulo se mostram bastante influenciada pelos diferentes níveis de conservação. Áreas com maior densidade arbórea e árvores maduras, como as parcelas classificadas como SWP, tendem a apresentar estoques de carbono significativamente superior devido à maior biomassa acumulada. Por outro lado, áreas altamente degradadas (SR) exibem estoques reduzidos de carbono, decorrentes da morte massiva das árvores e ausência de reposição vegetal substancial após eventos extremos. Já as áreas intermediárias (SD) apresentam estoques moderados, refletindo

uma situação de equilíbrio dinâmico entre crescimento e perda de biomassa.

A superfície interpolada do estoque total de carbono do solo na P1 (Mg C ha^{-1}) revela um gradiente espacial suave marcado por valores máximos no setor leste–nordeste (manchas $>300 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e um mínimo no Sul–centro ($\sim 190\text{--}210 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Esse padrão é ecologicamente plausível para manguezais: áreas mais baixas e próximas a canais de maré tendem a acumular sedimentos finos e matéria orgânica, ao passo que setores relativamente mais elevados/arenosos retêm menos carbono. A continuidade das isolinhas sugere uma estrutura espacial de grande alcance e/ou nugget moderado, compatível com um estoque integrado em profundidade (0–150 cm) que expressa “memória” deposicional de longo prazo.

Os estoques totais de carbono do solo na Parcela P2 (Mg C ha^{-1} , integrada de 0–150 cm) exhibe um forte gradiente oeste–leste. O setor oeste concentra os maiores estoques chegando a $\approx 450\text{--}480 \text{ Mg C ha}^{-1}$, enquanto o Leste apresenta valores mínimos faixas com valores variando de aproximadamente ($160\text{--}220 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

6.3 Variabilidade de carbono no ecossistema manguezal de Machangulo

A área estimada do ecossistema de mangue de Machangulo é de aproximadamente 1556 hectares. E usando amostras recolhidas nas parcelas realizou-se o exercício geoestatístico para a estimação dos estoques de carbono para a cobertura integral da região de influência dos manguezais, baseados em quatro variáveis ambientais. Neste caso foram usados como variáveis o NDVI de maio de 2022 derivado de imagens de sentinela, a coleção dos dados de precipitação e médias da temperatura dos 12 meses dos últimos 30 anos e o modelo digital de terreno e os seus derivados.

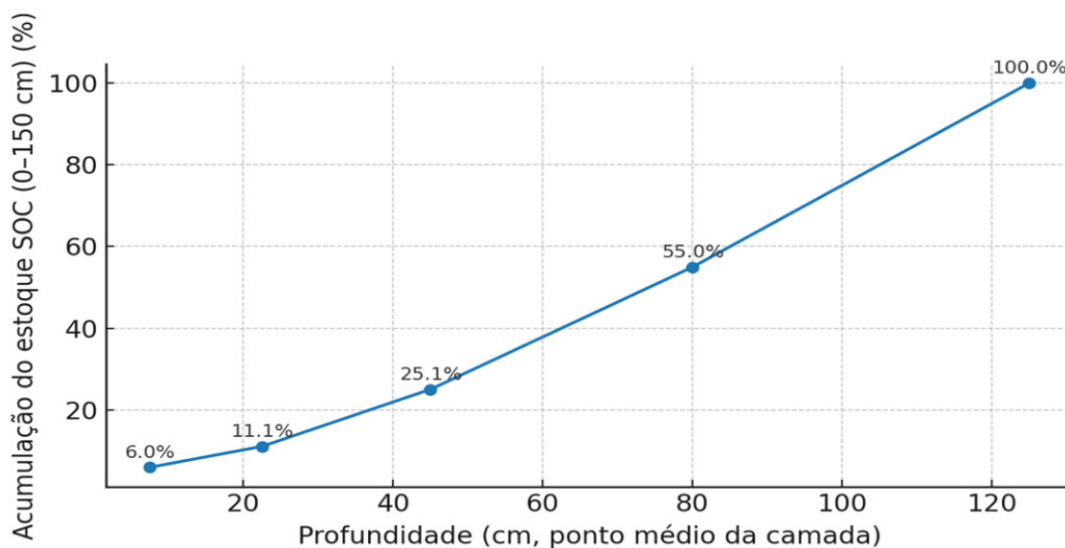
A integração por camadas (0–15; 15–30; 30–60; 60–100; 100–150 cm) foi realizada sobre estimativas de SOC (Mg C ha^{-1}) obtidas por modelação preditiva e validações internas, agregadas por hectare e por área. A comparação com as parcelas (P1, P2, P3) utiliza o mesmo protocolo, o que assegura consistência entre escalas, que constitui um requisito para inferências espaciais robustas (Kauffman e Bhomia, 2017; Lovelock e Reef, 2020).

As cinco camadas integradas, o estoque médio de carbono no solo atinge $263.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$, resultando em um total de $409,738 \text{ Mg C}$ (0.410 Tg C) para 0–150 cm. Para a camada superficial integrada 0–30 cm, a média é $29.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, perfazendo $45,489 \text{ Mg C}$. Consideramos para análise

as profundidades integrais de 0 – 150 cm em representação espessura máxima amostrada e a espessura de 0 – 30 cm por representar a fração do solo mais estudado o que facilmente permite estabelecer as devidas comparações com estudos similares, realizados em diferentes quadrantes sobre as capacidades de sequestro destes ecossistemas costeiros.

O manguezal de Machangulo apresenta uma distribuição vertical fortemente assimétrica, com 74.9% do estoque total concentrado entre 60–150 cm e 25.1% entre 0–60 cm. Em termos de médias por hectare, a soma das camadas profundas (60–150 cm) é 197.3 Mg C ha⁻¹, enquanto a soma das camadas superficiais (0–60 cm) é 66.0 Mg C ha⁻¹, resultando numa razão “profundo - superficial” de 2.99. Tal como pode ser visto na figura 26, que ilustra a variação do SOC, com relação a profundidade do solo, onde se observa que aproximadamente 50% do SOC é alcançado aos 74 cm.

Figura 26 - Curva acumulada de SOC por profundidade - Machangulo



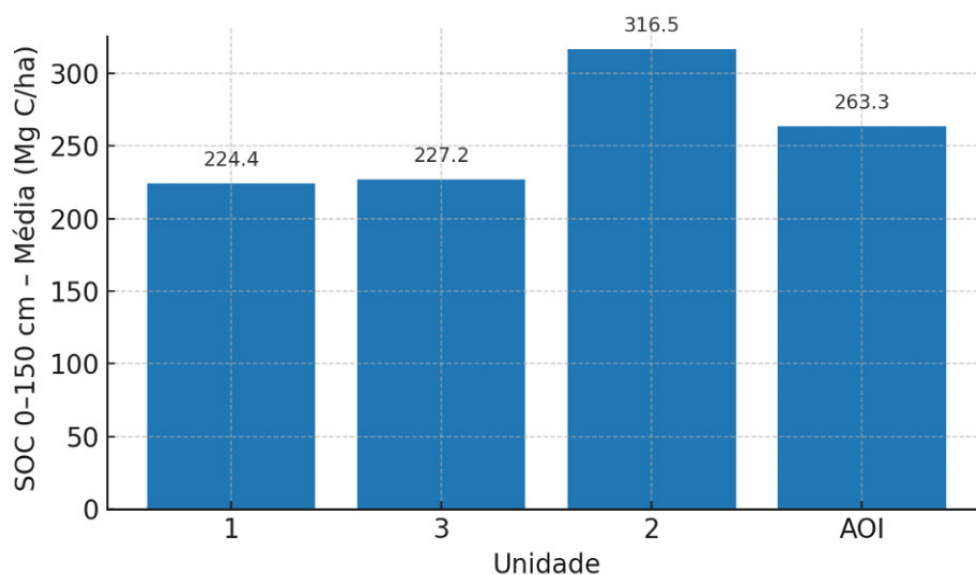
Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

Portanto à medida que a profundidade aumenta há uma maior concentração de SOC nessas camadas. O padrão de acúmulo observado nesta região de Machangulo é equiparada com a teoria de captura de estoques em ambientes anóxicos de baixa decomposição, subsidência natural e aprisionamento de sedimentos finos em planícies lamosas (Alongi, 2014; Donato et al., 2011).

Ao comparar o perfil integrado de 0–150 cm (Mg C ha⁻¹), observa-se que P2 supera P1 e

P3, e excede a média do todo o perímetro da área total em análise. Esta inversão face ao padrão de biomassa ($P1 > P3 >> P2$) é coerente com uma hipótese de “SOC legado” e a degradação recente reduz a biomassa e afeta primeiramente horizontes superficiais, mas o reservatório profundo permanece elevado por inércia temporal e processos de deposição pretéritos (Lovelock e Reef, 2020). Do ponto de vista de manejo, é esperado que a restauração seja mais rápido a recuperar nos horizontes iniciais como o caso de 0–30 cm e só depois sinalizar ganhos mensuráveis na profundidade entre os 60–150 cm, tal como podemos observar na figura 27.

Figura 27 - Comparação integrado das parcelas e dá EM (Média Mg/ha)



Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

As diferenças relativas de SOC integrado (0–150 cm) entre parcelas são expressivas: P2 apresenta valores 41,1% superiores a P1, 39,3% superiores a P3 e 20,2% acima da média da área total de Machangulo. A análise estratificada por parcela confirma padrões já observados e evidencia a limitação do atual alcance amostral frente à heterogeneidade do ecossistema. Em termos metodológicos, reforça-se a necessidade de ampliar a replicação por parcela e de empregar testes adequados à distribuição dos dados, seguidos de comparações múltiplas apropriadas, de modo a garantir inferências robustas.

Os mapas de carbono do solo (0–30 e 0–150 cm), gerados via RF, devem ser interpretados à luz de duas evidências consolidadas, primeiro os manguezais figuram entre os ecossistemas tropicais mais densos em carbono e segundo a maior parte desse estoque encontra-se no compartimento edáfico, frequentemente em profundidades superiores a 1 m. Essa configuração confere alta permanência climática, mas também sensibilidade a distúrbios do substrato (dragagem, aterros, revolvimento do solo). A literatura de referência consolidada, por exemplo, no Suplemento de Áreas Úmidas do IPCC sistematiza esses processos anóxicos e deposicionais que sustentam o acúmulo de longo prazo, reforçando a centralidade do solo em zonas costeiras.

A leitura integrada por camadas aprofunda o entendimento das capacidades do ecossistema. A fração superficial (0–30 cm) funciona como indicador sensível a ganhos de restauração e efeitos de manejo, pois está mais exposta às interações com a vegetação, ao regime de inundação e às dinâmicas físico-hidrológicas. É também a porção em diálogo direto com sensores remotos, o que favorece o uso de covariáveis de superfície (NDVI, bandas RED/NIR, métricas topo-hidrológicas derivadas de MDE). Já o perfil integrado (0–150 cm) captura a fração estrutural e lenta do estoque, aquela associada à permanência de longo prazo e às salvaguardas contra distúrbios do substrato.

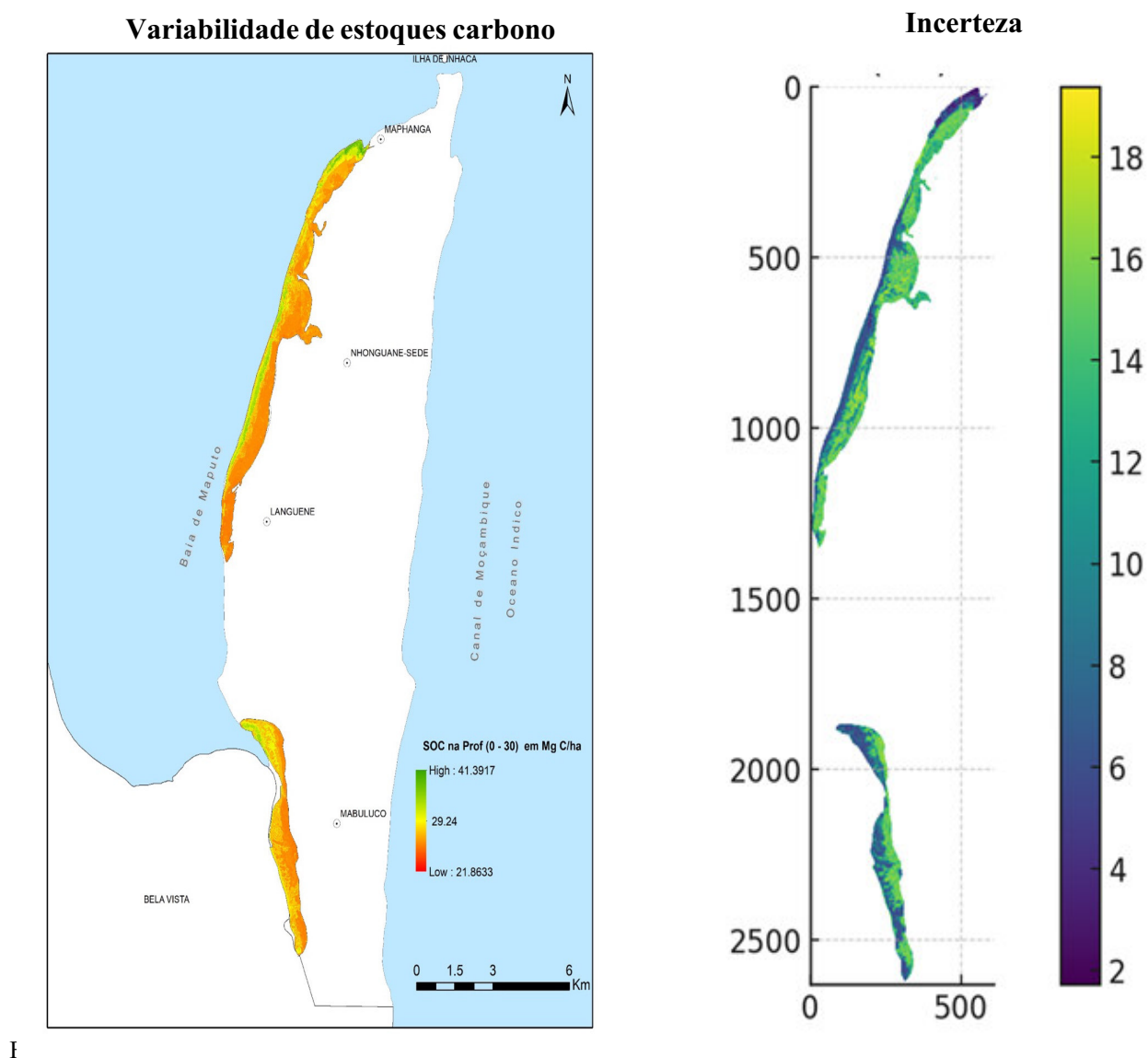
Em nossos resultados, a camada 0–30 cm apresentou melhor desempenho preditivo e menor erro de validação do que o perfil 0–150 cm. A razão é simultaneamente ecológica e observacional: o carbono superficial varia no curto prazo em estreita associação com o vigor do dossel e o pulso de inundação, de modo que indicadores espectrais e variáveis topográficas são altamente informativos para modelos RF. Esse comportamento é coerente com evidências de mapeamento digital do solo em múltiplas escalas, inclusive em abordagens 3D por profundidade padrão.

A opção por relatar 0–30 cm também facilita a comparação com estudos regionais e globais, dado o amplo reporte dessa profundidade em sínteses e inventários. Em consonância com diretrizes do IPCC, recomenda-se explicitar as camadas e pressupostos de cálculo (p.ex., conversão para Mg C ha⁻¹, densidade do solo, procedimentos de integração). Quando pertinente, a adoção de massa de solo equivalente reduz vieses decorrentes da variação de densidade aparente entre tratamentos, fortalecendo a comparabilidade temporal e espacial.

A Figura 28 ilustra a variabilidade espacial dos estoques na camada 0–30 cm no manguezal de Machangulo, evidenciando maiores concentrações de carbono nas faixas estruturalmente mais conservadas do ecossistema. Essa configuração é compatível com áreas de dossel mais vigoroso, inundação mais estável e deposição fina persistentes condições que favorecem o acúmulo de

matéria orgânica e a manutenção de ambientes anóxicos. Em termos de gestão, tais áreas tendem a apresentar maior potencial para manutenção de estoques e, quando degradadas, podem responder mais rapidamente a ações de restauração monitoradas por indicadores espectrais e topográficos.

Figura 28 - Mapa de variabilidade de estoques carbono no solo e de incerteza (0 -30 cm).



A distribuição espacial da incerteza (desvio padrão - DP) associada à estimativa dos estoques de carbono orgânico do solo na camada de 0–30 cm ao longo da Península de Machangulo varia entre 2 e 18 Mg C ha⁻¹, com os menores valores concentrando-se nas zonas centrais e mais

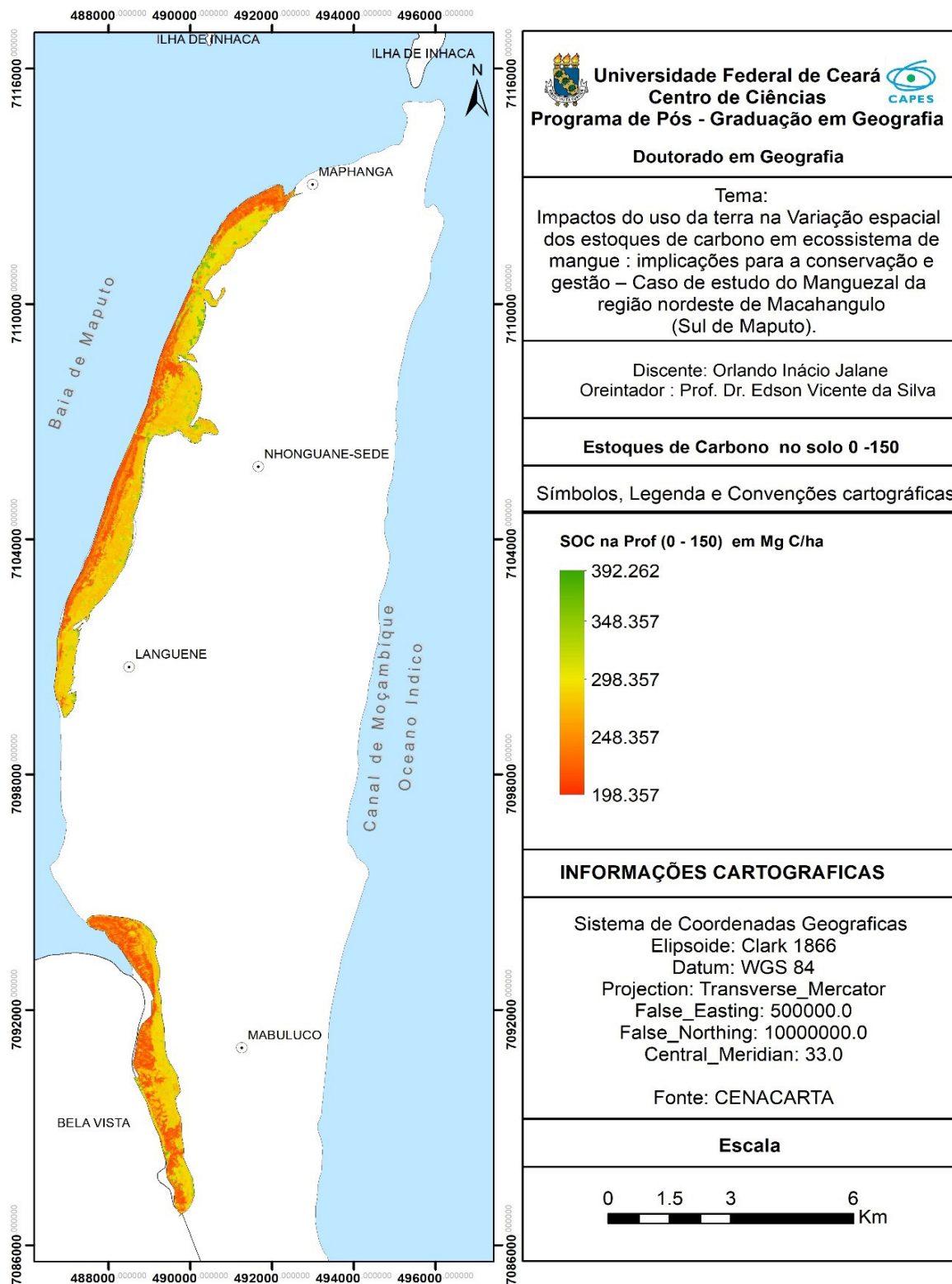
densamente amostradas, indicadas pelas tonalidades roxas e azul-escuras. As áreas litorâneas e de difícil acesso apresentam maiores incertezas, evidenciadas pelas cores amarelas e verdes, possivelmente devido à menor densidade amostral e à complexidade dos processos edáficos e hidrológicos locais. Este padrão reforça a importância de amostragem representativa e métodos geoestatísticos robustos, como a krigagem, para capturar a heterogeneidade do solo e reduzir as margens de erro nas estimativas. A visualização também destaca regiões prioritárias para o refinamento do monitoramento e validação de campo, principalmente onde os níveis de incerteza podem comprometer decisões relacionadas à valoração do carbono e à elegibilidade em programas de PSA e créditos de carbono.

Ao integrar o perfil 0–150 cm, a previsibilidade via covariáveis de superfície naturalmente declina. O estoque integral agrega informações de deposições históricas e hidrológica multidecadal que os sensores ópticos capturam apenas indiretamente; por isso, variáveis hidro-morfodinâmicas como a elevação relativa, distância/centralidade a canais, curvatura/planicidade, métricas de hidro período ganham importância relativa, e o ganho marginal de RF baseado apenas em espectro tende a ser menor. Ainda assim, emergem padrões coerentes com a geomorfologia planícies baixas e bordas de canais sustentando estoques elevados, reafirmando que o 0–150 cm é a métrica apropriada para discutir permanência e risco de emissões em políticas de “blue carbon”.

Do ponto de vista de qualidade de modelo, é essencial relatar erro e generalização com métodos de validação que respeitem a estrutura espacial. A literatura ecológica demonstra que partições aleatórias inflacionam o desempenho quando os dados exibem autocorrelação. Por essa razão, na presente pesquisa foi realizado a validação cruzada espacial bloqueada, operacionalizada em ferramentas como o blockCV. Nos nossos mapas, a adoção de CV espacial (além da LOOCV) fornece estimativas mais realistas de R^2_{cv}/Q^2 , RMSE/MAE, ME e NSE, tornando os resultados comparáveis aos de outros estudos (Roberts *et al.*, 2017; Valavi *et al.*, 2019).

Existem evidência fortes da concentração de SOC nas camadas profundas (60–150 cm), descasamento temporal entre biomassa e SOC profundo em áreas degradadas (P2) e padrões espaciais compatíveis com controles hidrológicos e sedimentares.

Figura 29 -Mapa de variabilidade de estoques carbono no solo nas profundidades 0 -150 cm



Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

No que se refere ao desvio padrão de 74,41 Mg C/ha nos estoques de carbono orgânico do solo (0–150 cm) evidencia uma alta variabilidade espacial na área estudada, refletindo a influência de fatores ecológicos, antrópicos e edáficos sobre a distribuição do carbono. Tal variação pode comprometer a precisão das estimativas de sequestro e deve ser considerada em iniciativas de valoração ambiental e mecanismos de compensação, como REDD+ e PSAS, nos quais a confiabilidade dos dados é um requisito crítico.

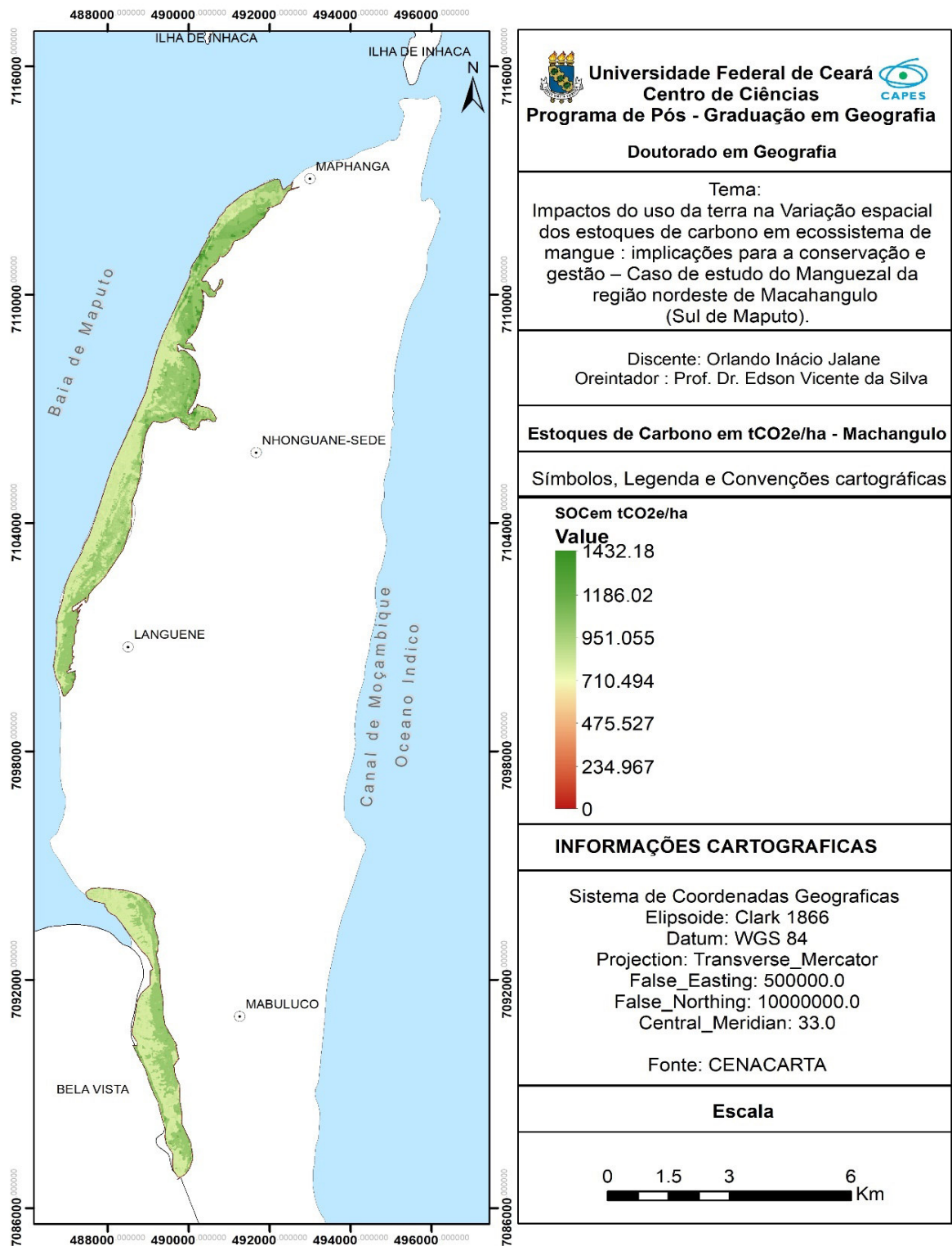
6.3.1 Contextualização dos cenários de preço do carbono

Para a valoração dos estoques, os dados de carbono orgânico do solo (SOC) foram convertidos para dióxido de carbono equivalente (tCO_2e), unidade padrão empregada nas transações dos mercados de carbono. Adotou-se o fator estequiométrico $tCO_{2e} = tC \times 3,667$, que decorre da razão molecular entre CO_2 e C e permite expressar, de forma comparável, a quantidade potencial de emissões evitadas ou removidas associadas ao carbono estocado no solo.

O produto dessa conversão está sintetizado no mapa da Figura 30, o qual evidencia a variabilidade espacial dos estoques convertidos em tCO_2e na região de Machangulo. A representação em tCO_2e é particularmente útil porque alinha a métrica biofísica (SOC) à unidade de referência utilizada nas trocas comerciais de créditos de carbono, facilitando tanto a leitura econômica (precificação por tCO_2e) quanto a comparação com outros estudos e tipologias de projetos.

Importa salientar que a Figura 30 não altera a distribuição intrínseca dos estoques de carbono no solo; ela apenas os reexpressa na unidade transacional internacional, preservando os gradientes espaciais observados. Assim, áreas com maiores teores de SOC continuam a destacar-se no mapa, agora diretamente interpretáveis em termos de potencial de créditos ($tCO_2e \cdot ha^{-1}$). Esta abordagem fornece a base para os cenários de preço analisados a seguir, permitindo quantificar o valor monetário dos estoques conforme diferentes supostos de mercado, sem prejuízo da consistência metodológica entre a estimativa biofísica e a sua valoração.

Figura 30 - Estoque de carbono do solo (0–150 cm), expresso em tCO₂e/ha.



Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

Com vistas a representar de forma parcimoniosa a situação recente dos mercados e o gradiente de integridade dos créditos, estabeleceram-se três cenários de preço: US\$ 5, US\$ 15 e US\$ 30 por tCO₂e.

O cenário inferior (US\$ 5/tCO₂e) reflete a faixa baixa historicamente registrada no mercado voluntário de carbono após a reprecificação de 2021, caracterizada por heterogeneidade entre tipos de projeto e padrões de integridade.

O cenário central (US\$ 15/tCO₂e) traduz uma disposição a pagar plausível para créditos de maior integridade, em linha com a consolidação de referenciais como os Core Carbon Principles (ICVCM) e com a entrada em fase de conformidade do CORSIA, que tende a direcionar a demanda para créditos elegíveis e de melhor qualidade.

Por fim, o cenário superior (US\$ 30/tCO₂e) foi adotado como teto prudente para valoração de estoques (não permissões de ETS), compatível com projeções para os primeiros anos do CORSIA e deliberadamente inferior aos patamares praticados em mercados regulados de permissão (ETS), adotados aqui apenas como referência de ordem de grandeza.

Os insumos espaciais foram coregistrados em uma mesma malha e normalizados no intervalo [0, 1] dentro da área de estudo. Além do mapa de SOC em tCO₂e/ha base para a monetização por multiplicação direta pelo preço, a valoração incorporou critérios que capturam co-benefícios ecológicos e condicionantes de implementação.

O índice de biodiversidade foi estimado por NDVI derivado de Sentinel-2 (B8/NIR e B4/RED). A acessibilidade social e o risco de conversão foram derivados das distâncias euclidianas às comunidades (landing sites) do entorno do manguezal, com funções de decaimento exponencial $A(d) = \exp\left(-\frac{d}{1500}\right)$ e $R(d) = \exp\left(-\frac{d}{1000}\right)$, respectivamente. Assim, áreas mais próximas às comunidades recebem maior benefício de acesso e são consideradas sob maior pressão portanto, maior risco. O custo de restauração (US\$/ha) foi modelado como:

$$C = 1500 + 0.02d_{linha\ decosta} + d_{comunidade},$$

representando um CAPEX⁹ base acrescido de componentes proporcionais às distâncias à linha de costa e às comunidades.

⁹ Despesa de capital (capex ou CAPEX) é o dinheiro que uma organização ou corporação utiliza para comprar, manter, ou aprimorar seu espólio fixo, como prédios, veículos, equipamentos ou terras. É considerado uma despesa de

Para a combinação multicritério, o custo foi tratado no sentido clássico como “não benefício”, isto é, entrou como $1-C_{0-1}$ após normalização.

A priorização espacial empregou combinação linear ponderada (Weighted Linear Combination, WLC), $S = \sum_k w_k x_k$, em que x_k são os critérios normalizados. Os pesos refletem a hierarquia de objetivos desta pesquisa mitigação climática com co-benefícios e implementabilidade social e foram definidos como:

SOC_value = 0,35;

Biodiversidade = 0,25;

Acesso social = 0,20;

Risco = 0,15;

Custo = 0,05.

O protagonismo do carbono (0,35) é proveniente do ênfase do clima e da relevância estocados a longo prazo; a biodiversidade (0,25) assegura co-benefícios ecológicos (integridade do dossel, produtividade e habitat) e evita trade-offs de políticas unicamente climáticas; o acesso social (0,20) traduz possibilidade de gestão compartilhada e vigilância; o risco (0,15) imprime sentido de urgência a áreas sob estresse; e o custo (0,05) atua como regulador e evita que incertezas nos custos unitários dominem o resultado.

Foi quantificada a estabilidade da decisão por análise de sensibilidade (alterações $\pm 20\%$ nos pesos, leave-one-out e amostragem Dirichlet centrada nos pesos de referência, com 200 amostras), revelando elevadas retenções do top 5% e núcleos robustos com frequência $\geq 0,80$.

6.3.2 *Valoração econômica dos estoques de carbono*

A valoração foi realizada com base na quantificação do carbono orgânico do solo (SOC), mensurado até a profundidade de 150 cm. Os estoques obtidos foram convertidos de toneladas de carbono (tC) para toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO_{2e}), utilizando o fator de conversão 3,667. Em seguida, os valores foram monetizados por meio da multiplicação direta pelo

capital quando o espólio é recentemente comprado ou quando o dinheiro é usado para estender a vida útil de um bem.
https://pt.wikipedia.org/wiki/Despesa_de_capital.

preço do carbono, conforme a fórmula $V_i = SOC_{i,tCO_2e/ha} \times p$, considerando três cenários de preço: $p \in \{5, 15, 30\}$ US\$/tCO₂e.

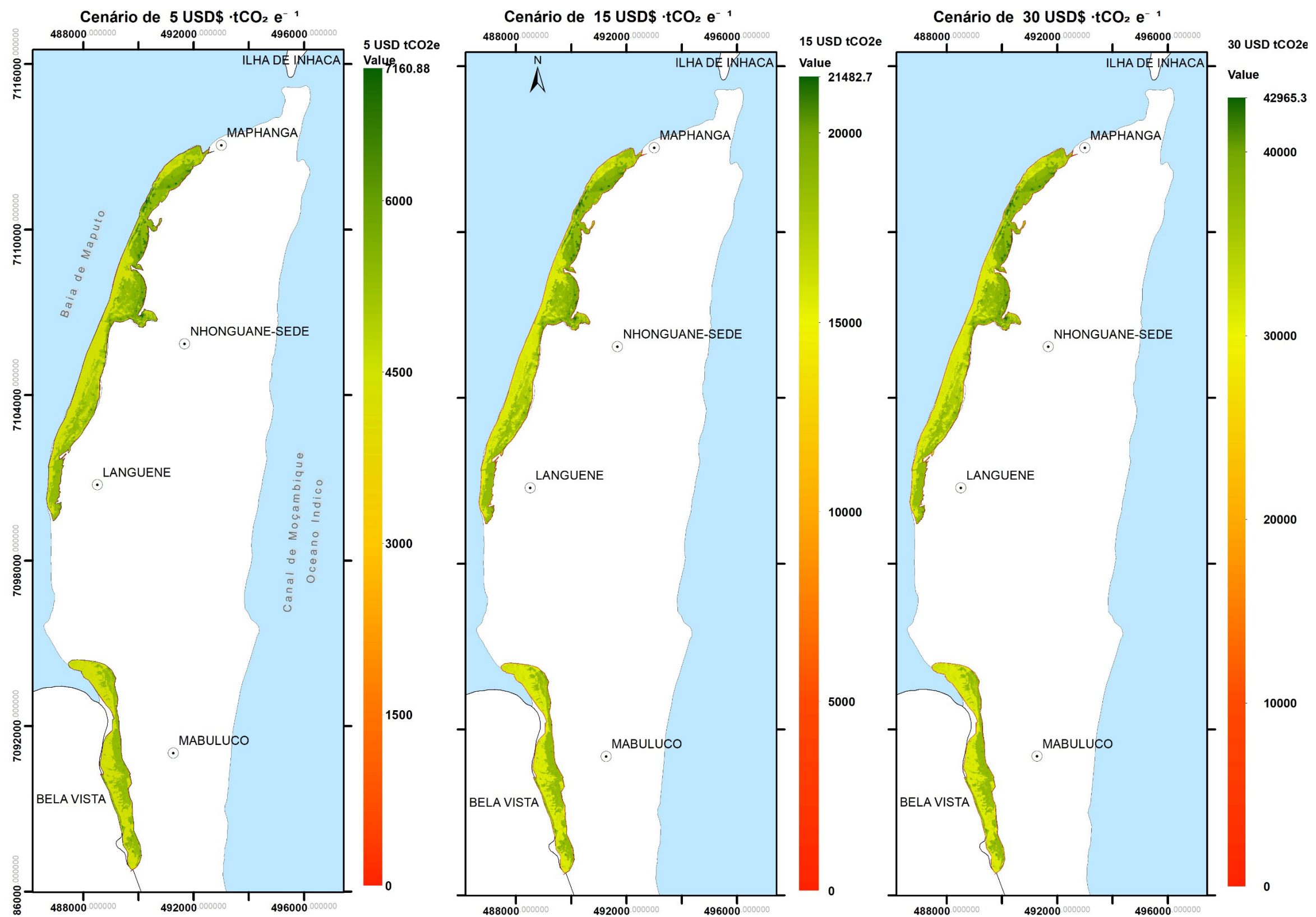
Todos os rasters foram reprojetados para uma mesma malha espacial, permitindo a agregação dos valores monetários por célula, com base na área de cada pixel. Os mapas resultantes revelam a heterogeneidade espacial dos estoques de carbono, com maiores valores concentrando-se em áreas com elevada densidade de SOC e melhor condição do dossel vegetal, indicada pelo NDVI. Essas regiões também coincidem com zonas de menor custo relativo para restauração e maior acessibilidade por parte das comunidades locais.

A Figura 31 ilustra os três cenários de valoração econômica dos estoques de carbono. Em todos os casos, os maiores valores monetários estão associados às áreas com maiores reservas de carbono, que, conforme identificado ao longo da pesquisa, correspondem às regiões com melhor estado de conservação dos manguezais.

O primeiro cenário assume o menor valor de mercado do carbono, estimado em aproximadamente 5 dólares por tonelada de CO₂ equivalente por hectare no ecossistema de mangue de Machangulo, sendo considerado o cenário mais conservador. Observa-se, contudo, que os valores por hectare aumentam progressivamente nos cenários com preços mais elevados.

Nas condições analisadas, o valor médio por hectare segue o mesmo padrão crescente, evidenciando que, em contextos de mercado favoráveis aos créditos de carbono, há um potencial expressivo de retorno econômico. Tal cenário pode contribuir significativamente para o desenvolvimento nacional e, em especial, para a sustentabilidade das comunidades que dependem diretamente dos manguezais. Ademais, os benefícios econômicos provenientes dos mercados de carbono podem servir como base para o planejamento e a implementação de ações de conservação e de governança dos ecossistemas costeiros.

Figura 31 - Valor do SOC (US\$/ha) cenário 5/15/30 US\$·tCO₂e⁻¹



Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

Os resultados obtidos nessa pesquisa no quesito valoração de estoques de carbono tendo como base indicadores socio econômicos encontram-se resumidos na tabela 7, referente a valoração econômico com base em três cenários de preços possíveis.

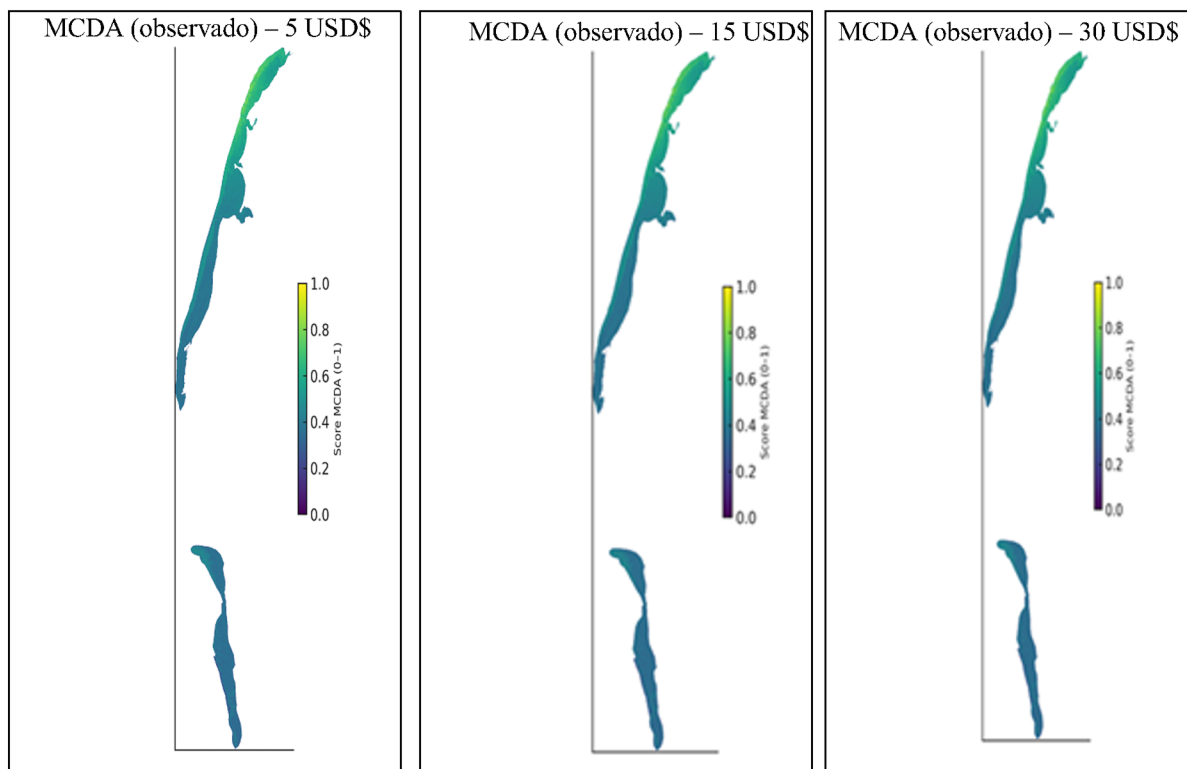
Tabela 7 -Valoração dos estoques por cenário de preço (US\$·tCO₂e⁻¹).

Cenário (US\$/tC O₂e)	Área total (ha)	Média (US\$/ha)	Mediana (US\$/ha)	P10 (US\$/ha)	P90 (US\$/ha)	Máx. (US\$/ha)	Valor total (US\$)
5	1.592,36	4.381,16	4.565,37	3.984,02	5.321,92	7.160,88	6.976.377,92
15	1.592,36	13.143,47	13.696,12	11.952,07	15.965,75	21.482,65	20.929.134,39
30	1.592,36	26.286,9	27.392,23	23.904,14	31.931,50	42.965,30	41.858.268,77

Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

A distribuição espacial dos valores é congruente com os núcleos de alta robustez identificados na MCDA as faixas superiores (top 10 % e top 5 %) localizam-se onde os estoques são altos, os custos normalizados são relativamente baixos e a acessibilidade comunitária é maior. Importa notar que por construção o padrão espacial dos mapas de US\$/ha é invariante ao preço, ao passo que os valores agregados (US\$ totais) crescem linearmente com p. Essa invariância é coerente com a estabilidade da priorização entre cenários na MCDA e indica que a hierarquia espacial é governada sobretudo por gradientes biofísicos e pelo custo relativo, e não por variações moderadas do preço do carbono.

Figura 32 - Índice MCDA para prioridade de conservação/restauração dos manguezais nos diferentes cenários de preço.



Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

Cabe enfatizar que as cifras reportadas correspondem ao valor bruto potencial do estoque e não incorporam condições de elegibilidade e risco relacionados ao aumento, permanência ou vazamento, custos de transação e monitoramento, descontos por incerteza, nem cronogramas de emissão de créditos (ex.: fluxos anuais versus estoque inicial). Assim, esses montantes devem ser interpretados como teto plausível sob integridade ambiental e regulatória, servindo de base para a análise de viabilidade e para a hierarquização de áreas onde a relação custo-benefício e a robustez espacial são mais favoráveis.

6.3.3 Validação dos resultados observados

A validação foi realizada em dois níveis. Primeiramente, utilizaram-se amostras de solo para avaliar o desempenho dos modelos de estimativa de estoques de carbono. Em seguida, analisaram-se parcelas para verificar a coerência espacial das estimativas quando agregadas. As amostras foram divididas aleatoriamente em conjuntos de treino e teste (75/25), e os modelos foram ajustados utilizando Random Forest, com base em preditores ambientais como DEM, precipitação, temperatura, bandas do Sentinel-2 (B4, B5, B8) e o NDVI derivado.

A performance dos modelos foi avaliada no conjunto de teste por meio do erro quadrático médio (RMSE, em Mg C/ha) e do coeficiente de determinação (R^2). Para a camada de 0–30 cm, o RMSE foi de aproximadamente 13,0 Mg C/ha, com R^2 de 0,38; já para a profundidade de 0–150 cm, o RMSE foi de cerca de 16,4 Mg C/ha, com R^2 de 0,29. Esses valores indicam que, com o conjunto atual de covariáveis e a distribuição espacial das amostras, os modelos apresentam capacidade limitada para explicar a variabilidade observada nos pontos de validação.

As predições contínuas foram geradas sobre uma grade regular da área de manguezal em Machangulo, o que reduz o custo computacional e permite agregações tanto por parcelas quanto por ecossistema. Comparações entre as médias previstas e observadas (com base em análises laboratoriais por faixa de profundidade) evidenciaram dispersão considerável, com padrões de sub ou superestimação recorrentes entre parcelas. Esses resultados sugerem limitações relacionadas ao número e tipo de covariáveis utilizadas, ao possível descompasso temporal entre as imagens e a coleta de dados em campo, à heterogeneidade intra-parcela não capturada pela resolução da grade e à amostragem ainda restrita por estrato ou unidade amostral.

6.4 Relação entre o uso da terra e a variação dos estoques de carbono

A dinâmica dos estoques de carbono nos ecossistemas terrestres está intrinsecamente relacionada às mudanças no uso e cobertura da terra (IPCC, 2020). Processos como desmatamento, urbanização, expansão agropecuária e reflorestamento alteram de maneira decisiva a capacidade de sequestro e emissão de carbono, repercutindo no balanço global desse elemento (Lal, 2020).

A substituição de florestas primárias por áreas agrícolas ou pastagens reduz drasticamente o carbono presente na biomassa e no solo (Guo e Gifford, 2002). Pesquisas mostram que solos sob

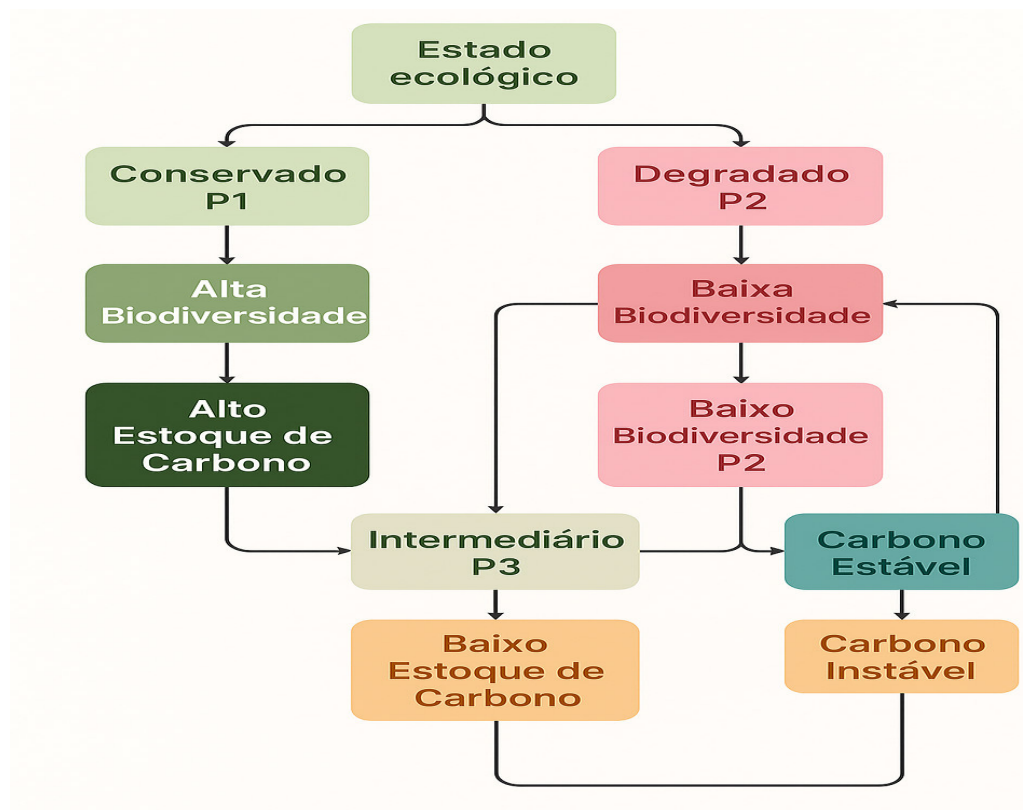
vegetação nativa armazenam, em média, 50% mais carbono orgânico do que áreas cultivadas (Don, Schumacher e Freibauer, 2011). Essa diferença ressalta a vulnerabilidade dos estoques frente às perturbações antrópicas.

No contexto desta pesquisa, três parcelas com distintos níveis de conservação forneceram evidências claras de como a degradação ou a preservação da vegetação influenciam o provisionamento de carbono. A Parcela 1 (P1), em melhor estado de conservação, apresentou equilíbrio entre biomassa e solo, com valores superiores a 60 Mg C ha^{-1} . Já a Parcela 2 (P2), com mortalidade quase total da vegetação, registrou maior acúmulo de carbono no solo, proveniente da matéria morta em decomposição, mas ausência de biomassa viva, tornando esses estoques instáveis e sujeitos a perdas rápidas diante de eventos climáticos extremos ou pressões antrópicas.

A P3 revelou um estado intermediário, de transição, com baixos valores de carbono e fragilidade ecológica. Esses resultados estão alinhados a estudos realizados em manguezais da Indonésia e do Brasil, que demonstram que a degradação reduz não apenas os estoques imediatos, mas também a capacidade de resiliência ecológica, limitando a regeneração natural (Kauffman *et al.*, 2020; Murdiyarso *et al.*, 2015). Além disso, a perda de biodiversidade altera processos-chave, como decomposição e ciclagem de nutrientes, influenciando diretamente a estabilidade dos estoques (Stefano, De e Jacobson, 2018).

Portanto, o uso da terra exerce um papel central na variabilidade do carbono estocado. A manutenção de áreas conservadas favorece o equilíbrio entre subsistemas e garante maior estabilidade de longo prazo. Já áreas degradadas, embora possam apresentar valores momentaneamente altos de carbono no solo, permanecem frágeis e sujeitas a rápidas mudanças. O modelo conceitual proposto nesta pesquisa (Figura 32) sintetiza essas interações, indicando que o estado ecológico inicial determina a trajetória de conservação, degradação ou transição.

Figura 33 - Estado ecológico da biodiversidade e estoque de carbono.



Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

A compreensão das relações entre o estado ecológico dos ecossistemas, a biodiversidade e os estoques de carbono são fundamentais para o planejamento de políticas ambientais voltadas à conservação e à mitigação das mudanças climáticas. O modelo conceitual representado na Figura 29 ilustra de forma sistemática como diferentes estados ecológicos P1, P2 e P3 influenciam direta e indiretamente a biodiversidade funcional e a capacidade de estocagem e estabilidade do carbono.

No estado P1, o ecossistema mantém alta biodiversidade, diversidade funcional e integridade ecológica. Em ambientes como os manguezais, essa condição está associada à presença de espécies vegetais dominantes, estrutura vertical complexa, cobertura contínua e solos saturados, que favorecem o acúmulo de carbono azul em grandes quantidades e sob formas quimicamente estáveis (Donato et al., 2011; Howard et al., 2017). Esses sistemas atuam como importantes sumidouros de carbono, sequestrando e retraindo CO₂ da atmosfera em escalas temporais que podem ultrapassar séculos.

Por outro lado, o estado P2 caracteriza-se por redução da biodiversidade, fragmentação da paisagem, perda da cobertura vegetal e comprometimento dos processos ecológicos. Como consequência, os estoques de carbono são reduzidos e o carbono anteriormente estável torna-se passível de emissão, principalmente devido à oxidação da matéria orgânica dos solos em ambientes aeróbios (Kauffman *et al.*, 2020). Essa mudança funcional implica não apenas na perda de capacidade de sequestro de carbono, mas no possível potencial de conversão dos ecossistemas em fontes líquidas de emissões.

O estado P3, por sua vez, representa um ponto de transição entre a conservação e a degradação. Ecossistemas nessa condição apresentam baixa a média biodiversidade, estoques de carbono comprometidos, mas ainda detêm potencial de regeneração. A literatura recente tem destacado que áreas em estado intermediário são prioritárias para ações de restauração ecológica, pois oferecem custo-benefício elevado para recuperação funcional (Friess *et al.*, 2019; Waltham *et al.*, 2020). A depender das intervenções, esses ecossistemas podem evoluir para a estabilidade, isso com carbono estável ou colapsar ecologicamente, portanto, com carbono instável.

O modelo ainda diferencia carbono estável e carbono instável, apontando que a forma do carbono armazenado sua resistência à decomposição e ao transporte é tão relevante quanto sua quantidade. O carbono estável, geralmente associado a ambientes alagados e solos anóxicos como os manguezais, é menos suscetível à liberação. Já o carbono instável, frequentemente presente em áreas desmatadas ou drenadas, é propenso à mineralização e emissão de gases de efeito estufa (Pendleton *et al.*, 2012).

A seguir são apresentadas a tabela 8 e figura 35 que ilustram os resultados das parcelas analisadas, evidenciando a variabilidade dos estoques de carbono entre biomassa e solo.

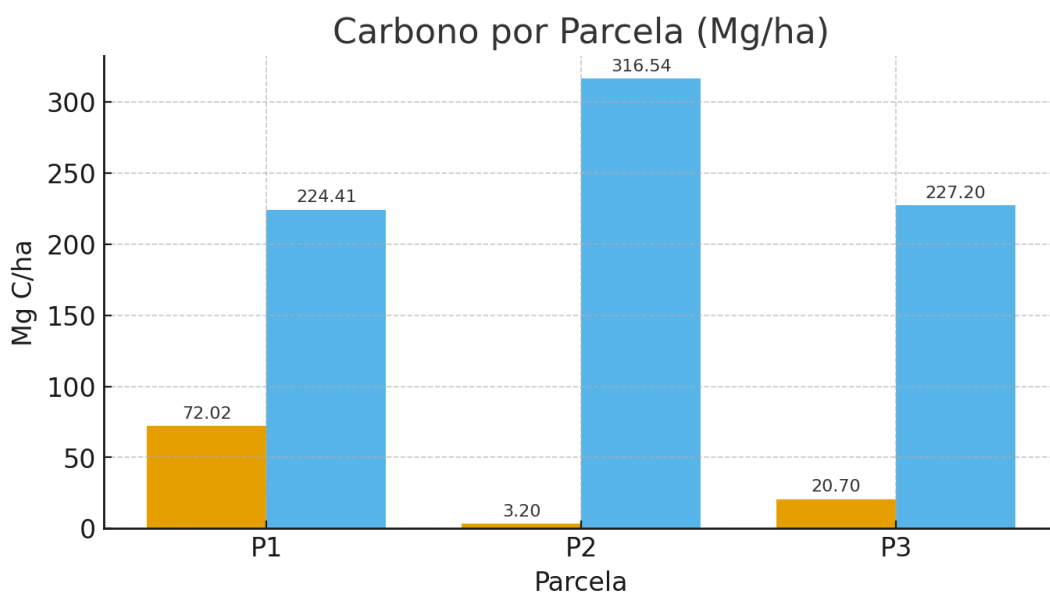
Tabela 8 - Estoques de carbono na biomassa e nos solos por Parcelas.

Parcela	Carbono Biomassa (Mg/ha)	Carbono Solo (Mg/ha)
P1 - Conservada	62.0	224.41
P2 - Degradada	3.2	316.54
P3 - Transição	20.7	227.20

Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

Tanto a tabela 7, como a figura 31 evidenciam os elevados estoques nos solos em todas as parcelas comparados aos obtidos na biomassa. O carbono na biomassa variou de acordo com o estado de conservação de cada uma das parcelas mostrando o impacto que ausência de cobertura vegetal tem sobre a capacidade de estocagem da biomassa. Já a variação nos solos se mostra bastante equilibrados entre as parcelas 1 e 3, com valores médios muito ajustados.

Figura 34 - Comparativo dos estoques de carbono na biomassa e solo das parcelas.



Fonte: elaboração própria a partir dos dados de campo (2025).

6.5 Impactos socioeconômicos do manejo sustentável dos manguezais

O manejo sustentável dos manguezais representa uma interseção entre conservação ambiental e desenvolvimento socioeconômico. Em Machangulo, os resultados demonstram que áreas conservadas apresentam estoques de carbono mais elevados, configurando não apenas um benefício ecológico, mas também uma oportunidade econômica por meio de mecanismos de pagamento por serviços ecossistêmicos.

Programas como o REDD+ e mercados voluntários de carbono possibilitam converter o carbono armazenado em receitas financeiras para comunidades locais (FAO, 2020). Estimativas apontam que um hectare de manguezal conservado pode gerar valores expressivos em créditos de carbono, superando em rentabilidade usos alternativos de curto prazo, como a conversão para aquicultura ou empreendimentos turísticos (Siikamäki *et al.*, 2012)

Além da monetização via créditos de carbono, os manguezais mantêm serviços ecossistêmicos vitais para a subsistência das comunidades fornecem recursos pesqueiros (caranguejos, camarões, peixes), sustentam cadeias de valor locais e garantem segurança alimentar (UNEP, 2019). Estudos em Moçambique e Tanzânia indicam que famílias costeiras que dependem diretamente desses ecossistemas obtêm até 40% da sua proteína animal do pescado associado a manguezais (Friess *et al.*, 2024).

Outro impacto relevante é a função protetora contra desastres climáticos. Estruturas radiculares densas dissipam a energia das ondas e reduzem a erosão costeira, atuando como barreiras naturais durante tempestades. O valor econômico dessa proteção raramente é contabilizado, mas pode representar economias substanciais em reconstrução de infraestruturas após eventos extremos (Alongi, 2015).

Contudo, o manejo sustentável enfrenta desafios relacionados as pressões por uso alternativo do solo, como a expansão turística e a aquicultura intensiva; desigualdade no acesso aos benefícios gerados por créditos de carbono ou turismo ecológico e fragilidade institucional, que limita o monitoramento e a aplicação de políticas ambientais (Cormier-Salem *et al.*, 2025; Key Title *et al.*, 2024).

Modelos de sucesso em países como Filipinas e Indonésia mostram que a governança comunitária, o monitoramento participativo e a repartição justa de benefícios aumentam a resiliência social e ecológica (Twichell, Pollnac e Christie, 2018). Em Machangulo, a implementação de associações locais de gestão, fundos rotativos comunitários e parcerias público-privadas podem potencializar o equilíbrio entre conservação e desenvolvimento.

6.6 Recomendações para a gestão e conservação

A conservação e a restauração dos manguezais são estratégicas não apenas do ponto de vista ecológico, mas também econômico e social. Esses ecossistemas atuam como sumidouros de

carbono, berçários de biodiversidade e fornecedores de serviços ecossistêmicos críticos (Alongi, 2020; Duarte et al., 2013).

Com base nos resultados desta pesquisa o estado de conservação da parcela 1 (P1) recomenda-se manter o status de conservação integral, com monitoramento periódico da biomassa e do solo, prevenindo distúrbios antrópicos, e a parcela 2 (P2) deve ser priorizado para a restauração ecológica por meio do replantio de espécies nativas e do manejo hidrológico. Estudos demonstram que áreas degradadas podem recuperar até 80% de seus estoques em 15–20 anos se bem manejados (Lovelock et al., 2015).

A Parcela 3 (P3) é considerada de transição, pela natureza do seu estado de conservação e ela deve ser manejada preventivamente com enriquecimento gradual da vegetação e redução das pressões antrópicas, evitando colapso e favorecendo a recuperação (Friess et al., 2020).

As análises geoestatísticas indicam maior variabilidade e menores valores de carbono em áreas degradadas, sugerindo que intervenções estratégicas devem priorizar zonas críticas para maximizar ganhos de carbono e biodiversidade (Adame et al., 2021).

Além disso a integração aos mercados de carbono pode inserir os manguezais nos mecanismos de compensação de emissões, garantindo benefícios financeiros às comunidades (Siikamäki et al., 2012). Para o garante da gestão integrada e sustentável se mostra necessário que haja um monitoramento espacial contínuo, integrar dados de inventários de campo com sensoriamento remoto, aplicando variogramas e krigagem para identificar áreas prioritárias de conservação (Webster e Oliver, 2008).

O maior contributo que se pode ter nas ações de conservação de qualquer ecossistema é ter um engajamento comunitário, através da capacitação e inclusão das populações locais na gestão, criando sinergia entre conservação e geração de renda (Giri et al., 2011). Tal fato só acontece se existir uma integração produtiva sustentável, e que ajude as comunidades a adotar sistemas de produção que respeitam a natureza através do uso de sistemas agroflorestais em zonas adjacentes, mitigando pressões sobre os manguezais (Kairo *et al.*, 2001).

Em síntese, o futuro da conservação em Machangulo depende da articulação entre ciência, políticas públicas e engajamento social. A valorização econômica do carbono estocado e a promoção de modelos participativos de gestão podem transformar os manguezais em motores de desenvolvimento sustentável.

6.7 Estoque de Carbono e Potencial Econômico no Manguezal de Machangulo

A área do ecossistema de manguezal da Península de Machangulo, com aproximadamente 1.556 hectares, apresenta estoques expressivos de carbono orgânico no solo (SOC). A integração dos dados para o perfil vertical de 0–150 cm resultou em uma estimativa de cerca de 409.738 Mg C, o que equivale a aproximadamente 1.502.372 toneladas de CO₂ equivalente (tCO₂e), considerando a conversão de 1 t C = 3,667 tCO₂e.

A fração superficial (0–30 cm) representa cerca de 45.489 Mg C (\approx 166.794 tCO₂e), enquanto a camada mais profunda (60–150 cm) concentra a maior parte do estoque total. Esse perfil vertical reforça o papel dos manguezais como sumidouros de carbono de longo prazo, mas também evidencia que distúrbios no substrato como dragagens, aterros, extração de lenha com revolvimento do solo e implantação de infraestrutura turística não planejada podem converter rapidamente esses estoques em emissões significativas de gases de efeito estufa.

Para estimar a ordem de grandeza dos potenciais benefícios econômicos no contexto de VCM, foram considerados dois caminhos complementares, ambos usuais em projetos de "blue carbon":

Emissões evitadas;

Restauração com sequestro anual de carbono.

Em ambos os casos, foram adotadas deduções conservadoras, alinhadas às exigências de integridade do mercado 15% de buffer relacionado à permanência e risco de reversão e 25% de custos operacionais MRV. Foram utilizados três patamares ilustrativos de preço por tonelada de CO₂e: US\$ 5, US\$ 12 e US\$ 25.

No que tange as emissões evitadas, considerando o estoque superficial de 0–30 cm (\approx 166.794 tCO₂e), simularam-se perdas evitáveis em três cenários de risco: 30%, 60% e 90%. As receitas líquidas estimadas (já descontadas as deduções de buffer e custos) variam entre aproximadamente US\$ 159 mil (30% de perda evitada a US\$ 5/tCO₂e) e US\$ 2,39 milhões (90% de perda evitada a US\$ 25/tCO₂e). A progressão dos resultados é praticamente linear em relação à severidade do risco e ao preço da tonelada de carbono, demonstrando que a prevenção da degradação em áreas críticas (especialmente na camada superficial) pode financiar medidas de ordenamento territorial e fiscalização, além de preservar a base ecológica de atividades econômicas locais, como pesca e turismo.

Em relação ao restauro mesmo considerando um cenário hipotético de restauração de 30% da área de estudo (≈ 467 ha), com uma taxa de sequestro de carbono de $7 \text{ tCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, os créditos anuais gerados seriam da ordem de $\approx 3.267 \text{ tCO}_2\text{e/ano}$. As receitas líquidas anuais estimadas variam entre US\$ 10,4 mil (a US\$ 5/tCO₂e) e US\$ 52,1 mil (a US\$ 25/tCO₂e). Descontadas a uma taxa de 10% ao ano por um período de 10 anos, os valores presentes líquidos (NPV) ficam entre \approx US\$ 64 mil e \approx US\$ 320 mil. Valores mais elevados podem ser alcançados com o aumento da taxa de sequestro ou com a ampliação da área restaurada.

Diferentemente das emissões evitadas que podem gerar um “pico” inicial de créditos, a restauração promove um fluxo recorrente e programável, além de gerar co-benefícios relevantes, como estabilização do solo, proteção costeira, melhoria da qualidade da água e recuperação de habitat, o que amplia sua atratividade social e política.

Os resultados favorecem uma abordagem estratégica combinada:

Evitar perdas em áreas de alto risco e com elevado estoque de SOC profundo maximizando a permanência do carbono e o valor climático do projeto;

Restaurar lacunas com foco na camada superficial (0–30 cm), que apresenta resposta mais rápida e maior facilidade de verificação em ciclos anuais de MRV.

A priorização espacial deve considerar os mapas de SOC e de incerteza já disponíveis. Áreas com altos estoques e baixa incerteza são candidatas ideais para estratégias de emissões evitadas, enquanto regiões com déficit superficial e boa conectividade hidrológica são mais adequadas para ações de restauração. Em ambas as abordagens, recomenda-se a inclusão de mecanismos de partilha de benefícios com as comunidades locais, considerando seus usos tradicionais neste caso a pesca, lenha e o turismo, a fim de minimizar vazamentos e fortalecer a legitimidade do projeto.

7 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo, os resultados obtidos quanto aos estoques de carbono orgânico do solo (SOC) e sua valoração econômica são analisados de forma crítica, com ênfase nas implicações ecológicas e socioeconômicas associadas. A discussão examina como diferentes usos e manejos do solo influenciam a dinâmica dos estoques de carbono, considerando os efeitos de mudanças no uso da terra, perturbações ambientais e ações antrópicas.

Além disso, busca-se compreender de que forma tais fatores podem comprometer a integridade dos estoques de carbono e a eficácia de estratégias de mitigação baseadas em soluções baseadas na natureza. A análise incorpora, ainda, uma reflexão sobre a resiliência dos sistemas diante das pressões externas, destacando a importância da conservação e do manejo sustentável dos solos na manutenção dos serviços ecossistêmicos.

7.1 Relação entre uso da terra e estoques de carbono

A dinâmica dos estoques de carbono nos ecossistemas terrestres está intrinsecamente ligada às mudanças no uso e cobertura da terra (IPCC, 2019). Alterações como desmatamento, agricultura, urbanização e reflorestamento modificam a capacidade de sequestro e emissão de carbono, afetando o balanço global (LAL, 2020). A conversão de florestas primárias para atividades agropecuárias, por exemplo, reduz significativamente os estoques de carbono na biomassa e no solo (Guo e Gifford, 2002).

Estudos revelam que solos sob vegetação nativa armazenam até 50% mais carbono orgânico em comparação com solos cultivados (Don, Schumacher e Freibauer, 2011). No presente estudo, as parcelas analisadas na Península de Machangulo, em diferentes estágios de conservação, demonstraram variações substanciais.

A Parcela P1 (conservada) apresentou um equilíbrio entre biomassa e SOC, com médias superiores a 60 Mg C ha^{-1} , representando um sistema estável de sequestro.

A Parcela P2 (degradada), apesar dos altos valores de SOC, deve esse acúmulo à necromassa resultante da morte da vegetação, caracterizando um estoque instável.

A Parcela P3 apresentou menor estoque e alta vulnerabilidade ecológica, exigindo atenção estratégica.

Os resultados obtidos nas parcelas reforçam aos obtidos na área integral do ecossistema de Machangulo, onde se denota grande concentração e área conservadas, isto é ainda prevalece grande parte dos extratos vegetais cobrindo os solos.

Esses resultados estão alinhados com a literatura internacional. Donato et al. (2011) reportaram valores superiores a 1.000 Mg C ha⁻¹ em manguezais da Indonésia, associados a alta produtividade e estabilidade hidrológica. Na África Oriental, Kauffman et al. (2017) observaram valores entre 400 e 600 Mg C ha⁻¹, sensíveis à degradação. Em Moçambique, estudos demonstram quedas acentuadas de carbono em cenários de desmatamento e alteração hidrológica (Sitoe; Mandlate; Guedes, 2019).

A Figura 18, desenvolvida nesta pesquisa, apresenta um modelo conceitual que reforça essa relação áreas bem conservadas mantêm alta biodiversidade e estabilidade nos estoques, enquanto áreas degradadas concentram carbono no solo de forma volátil. Já as áreas intermediárias representam pontos críticos, com potencial tanto de regeneração quanto de colapso, dependendo do manejo adotado.

7.2 Impactos socioeconômicos do manejo sustentável dos manguezais

Os manguezais desempenham um papel duplo são sumidouros de carbono altamente eficientes e, ao mesmo tempo, pilares da subsistência de milhares de famílias costeiras. O manejo sustentável desses ecossistemas em Machangulo revela-se estratégico, pois alinha objetivos ambientais com geração de renda, segurança alimentar e conservação.

Áreas mais conservadas, como a P1, demonstram potencial de inserção em esquemas de PSA, incluindo iniciativas como REDD+ e mercados voluntários de carbono, desde que haja distribuição equitativa dos benefícios. Além disso, os manguezais fornecem capital produtivo fundamental, especialmente para cadeias de pesca artesanal e mariscagem, atividades essenciais para o sustento e a identidade cultural das comunidades

Além disso, a preservação de manguezais garante capital produtivo essencial. Cadeias ligadas à pesca artesanal e à coleta de mariscos, fundamentais para a subsistência, beneficiam-se diretamente da manutenção do ciclo reprodutivo de espécies de alto valor comercial. Esse aporte

de biomassa pesqueira reforça a segurança alimentar e preserva a identidade cultural das comunidades (UNEP, 2019).

Outro serviço crucial é a proteção contra eventos climáticos extremos. A estrutura radicular dos manguezais reduz significativamente a energia das ondas, mitigando a erosão costeira. No entanto, o manejo enfrenta desafios, como:

Pressões de uso do solo para fins turísticos;

Expansão da aquicultura;

Limitações institucionais para o monitoramento;

Desigualdade no acesso aos benefícios (Mariano, Bruno e Rodríguez, 2025).

Outro serviço crítico é a proteção contra eventos climáticos extremos: a estrutura radicular dissipa energia das ondas e reduz riscos de erosão costeira.

Estes fatores configuram trade-offs relevantes. Embora o turismo costeiro traga receita imediata, pode comprometer o estoque de carbono e os serviços ecossistêmicos no longo prazo. Modelos exitosos, como os implementados nas Filipinas e Indonésia, mostram que a governança adaptativa com ciência participativa e monitoramento comunitário é capaz de promover conservação com uso sustentável (Listiana e Ariyanto, 2024).

Em Machangulo, identificou-se a presença de comitês de pesca, mas a ausência de:

Associações comunitárias de gestão dos manguezais;

Monitoramento participativo estruturado;

Fundos de PSA reinvestidos em projetos locais.

7.3 Implicações para Políticas Públicas e Gestão Ambiental

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam, de forma inequívoca, o papel estratégico dos manguezais da Península de Machangulo não apenas como sumidouros de carbono, mas também como infraestruturas naturais multifuncionais, essenciais ao bem-estar das comunidades locais. Essa dualidade ecológica e socioeconômica impõe um desafio à formulação de políticas públicas, que devem integrar, de forma sinérgica, os objetivos de conservação ambiental e de desenvolvimento humano sustentável.

A análise da composição dos estoques de carbono revelou que o carbono orgânico do solo (SOC) representa a fração mais significativa, superando os valores de carbono acima do solo (biomassa) em todas as parcelas estudadas. Essa constatação tem implicações diretas para o desenho de políticas de mitigação climática, que historicamente têm focado mais na biomassa florestal aérea do que nos compartimentos edáficos. Assim, torna-se imprescindível ampliar o escopo das políticas ambientais, incorporando métricas de SOC, que refletem não apenas o potencial de sequestro, mas também a resiliência dos ecossistemas ao longo do tempo (Lal, 2004; Donato et al., 2011).

Além disso, a dominância do SOC nos manguezais de Machangulo reforça a importância de estratégias territoriais específicas para áreas costeiras, onde a vulnerabilidade a perturbações hidrológicas e a pressões antrópicas é acentuada. Nesse contexto, destaca-se a necessidade de políticas integradas de uso da terra, que articulem o planejamento ambiental com o ordenamento territorial, contemplando o zoneamento ecológico-econômico (ZEE), corredores ecológicos e unidades de conservação com manejo participativo (Benatti, 2004; Berkes, 2007).

7.3.1 Alinhamento com instrumentos de política climática global

A inserção de ecossistemas costeiros nos principais mecanismos de governança climática como o Acordo de Paris, a Convenção da Diversidade Biológica (CDB) e a Convenção de Ramsar sobre Zonas Úmidas reforça a necessidade de que os manguezais sejam valorizados não apenas como espaços de conservação, mas como ativos estratégicos para a implementação das NDCs.

No caso de Moçambique, embora existam compromissos climáticos formais, a incorporação de ecossistemas costeiros como os manguezais nos inventários nacionais de GEE e nos planos de adaptação ainda é incipiente. A presente pesquisa fornece evidências científicas robustas que podem subsidiar a revisão dos instrumentos nacionais, fortalecendo a posição do país nas negociações internacionais e ampliando o acesso a financiamentos climáticos

7.3.2 Economia dos ecossistemas e mecanismos de financiamento

Outro aspecto fundamental diz respeito à valoração econômica dos serviços ecossistêmicos prestados pelos manguezais, especialmente os relacionados ao sequestro de carbono, proteção costeira e suporte à pesca artesanal. A tradução desses valores em termos monetários viabiliza a criação de mecanismos financeiros inovadores, como:

- Pagamento por Serviços Ambientais;
- Certificação de carbono azul;
- Fundos rotativos comunitários;
- Turismo ecológico com base comunitária.

Para tanto, é necessário desenvolver modelos de governança que combinem transparência, inclusão social e gestão adaptativa, garantindo que os benefícios gerados pelos mecanismos de mercado sejam equitativamente distribuídos entre os diferentes segmentos da comunidade, em especial os mais vulneráveis (Siikamäki et al., 2012; Listiana e Ariyanto, 2024).

Em Machangulo, a ausência de instrumentos formais de gestão comunitária dos manguezais representa um gargalo importante. Embora haja comitês de pesca organizados, falta institucionalização de associações comunitárias voltadas especificamente à governança dos recursos ecossistêmicos. Isso compromete o acesso a programas de PSA, REDD+ e projetos de carbono florestal, além de limitar a capacidade de monitoramento, fiscalização e reinvestimento dos recursos gerados.

7.3.3 Fortalecimento institucional e governança multinível

A construção de uma agenda integrada de gestão costeira e climática exige o fortalecimento institucional em múltiplos níveis local, regional e nacional. No plano local, a promoção da governança participativa é central, requerendo, capacitação técnica das comunidades, criação de conselhos de gestão ambiental o estabelecimento de planos de manejo comunitário dos manguezais e o reconhecimento jurídico de áreas de uso tradicional e conservação.

No plano regional, a cooperação entre municípios costeiros, instituições de pesquisa, ONGs ambientais e agências governamentais pode potencializar sinergias e otimizar recursos. Já no nível

nacional, é urgente o reconhecimento legal e programático dos manguezais como infraestrutura natural essencial, com inserção nos planos de investimento público, políticas de segurança alimentar, adaptação climática e proteção social.

A literatura aponta que a efetividade das ações de conservação e restauração depende da capacidade institucional e do grau de apropriação local das políticas (Chazdon *et al.*, 2016; Ostrom, 2009). Nesse sentido, a experiência de Machangulo pode ser transformada em modelo de governança para outras regiões costeiras tropicais de Moçambique e da África Austral, desde que apoiada por marcos legais adequados e incentivos econômicos consistentes.

7.4 Recomendações para a Gestão e Conservação dos Manguezais de Machangulo

Os resultados desta pesquisa, ao evidenciar a variabilidade espacial dos estoques de carbono e suas relações com os diferentes usos do solo, fornecem subsídios valiosos para orientar estratégias de gestão adaptativa e planejamento territorial sustentável voltados à proteção dos manguezais da Península de Machangulo. As recomendações aqui propostas partem do princípio de que a conservação e o uso sustentável desses ecossistemas devem estar integrados às dinâmicas socioeconômicas locais, reconhecendo os manguezais não apenas como áreas naturais, mas como infraestruturas ecológicas essenciais à resiliência climática e ao desenvolvimento humano.

7.4.1 Gestão diferenciada por estado de conservação

Os dados obtidos em campo demonstraram que os estoques de carbono variam significativamente entre áreas bem conservadas, degradadas e em transição. Assim, recomenda-se a adoção de estratégias específicas para cada tipo de parcela, conforme descrito abaixo.

As áreas com características similares a P1 devem ser mantidas sob proteção integral, com monitoramento contínuo dos estoques de carbono, cobertura vegetal e qualidade hidrológica. Recomenda-se a implementação de um plano de manejo de baixa intervenção, com foco em prevenção de perturbações e monitoramento de ameaças externas (e.g. turismo, incêndios, introdução de espécies exóticas).

No caso de situações iguais a P2 constituem áreas de restauração ecológica prioritária, com replantio de espécies nativas, remoção de resíduos sólidos, controle de fatores de degradação e, sobretudo, restauração hidrológica, que é condição essencial para a regeneração natural dos manguezais (Lovelock et al., 2017; Friess et al., 2020).

Já no cenário de P3 o manejo preventivo e enriquecimento gradual da vegetação nativa é o mais aconselhável a ser seguido. São áreas estratégicas para a implementação de práticas de regeneração assistida, podendo ser incluídas em programas-piloto de PSA e turismo ecológico com base comunitária.

7.4.2 Monitoramento espacial e planejamento baseado em evidências

O uso de ferramentas de geoestatística e sensoriamento remoto (e.g. variogramas, krigagem, NDVI) mostrou-se altamente eficaz para mapear a heterogeneidade dos estoques e delimitar zonas de intervenção. Nesse sentido, recomenda-se:

- Implantar um sistema de monitoramento bienal que combine levantamentos de campo com análise de imagens de satélite;
- Criar um banco de dados georreferenciado para o acompanhamento dos estoques de carbono, mudanças na cobertura do solo e intervenções realizadas;
- Integrar os resultados a plataformas nacionais como o Sistema Nacional de Inventário de GEE e o Portal Nacional de Uso da Terra.

7.4.3 Inserção em Mecanismos de Financiamento Verde

A valoração econômica do carbono estocado nos manguezais permite sua inserção em mecanismos de PSA, mercados voluntários e regulados de carbono (e.g. REDD+), além de programas internacionais como:

- Blue Carbon Initiative;
- Ocean-based Climate Solutions (UNEP);
- Global Mangrove Alliance.

Contudo, para que tais oportunidades se materializem, é necessário:

Criar entidades comunitárias legalmente reconhecidas para representar os beneficiários;

Garantir transparência na distribuição dos recursos e acompanhamento técnico de contratos e certificações;

Associar a entrada de recursos à execução de planos de manejo, educação ambiental e infraestrutura básica local.

A efetividade das ações de conservação depende diretamente da capacidade das comunidades locais de gerir os recursos naturais de forma participativa, inclusiva e adaptativa. Por isso, propõe-se o estabelecimento de Associações Comunitárias de Gestão de Manguezais, com estatuto legal, plano de ação e coordenação com o Parque Nacional de Maputo’

Implementação de sistemas de cogestão envolvendo governo, comunidades e setor privado, virado para a capacitação de líderes locais, jovens e mulheres em monitoramento participativo, práticas sustentáveis de pesca e extrativismo, gestão de fundos comunitários e o acesso a mercados ecológicos (turismo, artesanato, carbono

Por fim, é essencial que as ações locais estejam integradas a políticas públicas nacionais e aos instrumentos de planejamento governamental, como “Política Nacional de Gestão Costeira (PNGIZC)”, “Plano Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas (PNA)”, Estratégia Nacional de Desenvolvimento Sustentável; e o Programa Nacional de Ordenamento Territorial.

A efetiva articulação entre diferentes escalas e setores é condição necessária para que os esforços locais ganhem escala, consistência e sustentabilidade.

8 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Os resultados desta pesquisa confirmam o papel estratégico dos manguezais de Machangulo, que ocupam uma área de aproximadamente 1.556 hectares, como sumidouros de carbono altamente eficientes e provedores de serviços ecossistêmicos vitais. A análise integrada dos estoques de carbono na biomassa e no solo revelou que a fração edáfica domina a dinâmica de armazenamento, destacando a necessidade de políticas públicas que transcendam o enfoque exclusivo na vegetação aérea. As três parcelas estudadas ilustram cenários contrastantes de conservação, degradação e estado intermediário, permitindo compreender a heterogeneidade espacial e orientar estratégias diferenciadas de manejo.

A P1, em estado conservado, demonstrou equilíbrio entre biomassa e carbono do solo, configurando-se como área prioritária para proteção integral e monitoramento contínuo. A P2, severamente degradada, evidenciou a urgência de ações de restauração ecológica, incluindo replantio de espécies nativas e manejo hidrológico, com potencial de recuperar até 80% dos estoques em 15–20 anos. Já a P3, de caráter intermediário, demanda manejo preventivo e enriquecimento gradual da vegetação, de modo a reduzir pressões antrópicas e favorecer processos de regeneração natural.

Do ponto de vista metodológico, o uso de ferramentas geoestatísticas (variogramas e RF) mostrou-se eficaz para mapear a variabilidade espacial dos estoques de carbono e identificar zonas prioritárias de intervenção. Esse recurso, aliado ao monitoramento bienal por meio de sensoriamento remoto e inventários de campo, constitui uma estratégia robusta para acompanhar tendências e apoiar a tomada de decisão.

Sob a perspectiva socioeconômica, os achados reforçam a forte dependência das comunidades locais em relação aos serviços ecossistêmicos, sobretudo pesca artesanal, proteção costeira e provisão de recursos. A valorização econômica do carbono dos manguezais, via mecanismos de mercado voluntário, regulado ou programas de PSA, pode gerar benefícios financeiros relevantes. Contudo, a eficácia dessas iniciativas está condicionada ao engajamento comunitário, à repartição justa dos benefícios e ao fortalecimento da governança local.

8.1 Implicações práticas e políticas

A seguir são arroladas cinco possíveis implicações para a conservação e proteção do ecossistema de mangue de Machangulo através de ações praticas e de criação de politicas adequadas:

Proteger integralmente áreas conservadas e criar mecanismos de fiscalização efetivos para prevenir distúrbios.

Priorizar a restauração ecológica em áreas degradadas, com planos de replantio, manejo hidrológico e inclusão de espécies nativas.

Adotar modelos de governança participativa, com associações comunitárias de gestão, monitoramento local e fundos rotativos.

Inserir os manguezais nos mecanismos de valoração econômica do carbono, alinhando conservação a oportunidades de renda sustentável.

Integrar políticas de uso da terra, de modo a conciliar agricultura e conservação por meio de sistemas agroflorestais e práticas regenerativas em áreas adjacentes.

8.2 Recomendações para futuras pesquisas

A indisponibilidade de recursos para pesquisa impactou no levantamento de mais pontos de observação e, portanto, é recomendado a ampliação da rede de parcelas permanentes de monitoramento, de modo a assegurar a representatividade espacial e temporal mais robusta.

A ausência de análise de outras variáveis nas interações o carbono do solo e tais como hidrológicas locais, especialmente frente a cenários de mudanças climáticas, se esperam que tenha influenciado os achados da pesquisa, pese embora não fosse o escopo dessa tese.

A outra lacuna que sentimos ao longo da pesquisa e a análise das relações existentes ente a conservação, turismo e outras formas de uso da terra, visando identificar modelos de desenvolvimento sustentável. E por fim a que se incorporar dimensões de bem-estar comunitário e resiliência socioecológica nas avaliações de custo-benefício da conservação de manguezais.

REFERÊNCIAS

- ABANTAO, S *et al.* Mangrove species diversity and on-site impact assessment of mangal coastal areas. **Expert Opinion on Environmental Biology**, v. 4, 2015. DOI: 10.4172/2325-9655.1000122.
- ACHIMO, M. Dune geomorphology in Maputaland, Mozambique. **Geological Society of America**, 23 jul. 2000. p. 47–57. Disponível em: https://www.academia.edu/49453701/Dune_Geomorphology_in_Maputaland_Mozambique. Acesso em: 25 jun. 2025.
- ADAME, M. F *et al.* Mangrove sinkholes (cenotes) of the Yucatan Peninsula, a global hotspot of carbon sequestration. **Biology Letters**, v. 17, n. 5, 2021. DOI: 10.1098/rsbl.2021.0037.
- ALONGI, D. M. Carbon sequestration in mangrove forests. **Carbon Management**, [s. l.], v. 3, no 3, p. 313–322, jun. 2012. <https://doi.org/10.4155/cmt.12.20>.
- ALONGI, D. M. Carbon cycling and storage in mangrove forests. **Annual Review of Marine Science**, [s. l.], v. 6, p. 195–219, 2014. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>. Acesso em: 15 mar.2023
- ALONGI, D. M. The Impact of climate change on mangrove forests. **Current Climate Change Reports**, [s. l.], v. 1, no 1, p. 30–39, 1 mar. 2015. DOI 10.1007/S40641-015-0002-X/FIGURES/3. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40641-015-0002-x>. Acesso em: 20 ago. 2025.
- ALONGI, D. M. Carbon cycling in the world's mangrove ecosystems revisited: Significance of non-steady state diagenesis and subsurface linkages between the forest floor and the coastal ocean. **Forests**, [s. l.], v. 11, no 9, 1 set. 2020. <https://doi.org/10.3390/f11090977>.
- ARFAN, A *et al.* Analysis of mangrove density using NDVI and macrobenthos diversity in Ampekale Tourism Village South Sulawesi, Indonesia. **Jurnal Sylva Lestari**, [s. l.], v. 12, p. 230–241, maio 2024. <https://doi.org/10.23960/jsl.v12i2.788>.
- BALLIETT, J. F. **Wetlands: Environmental issues, global perspectives**. Routledge. NY: Sharpe, M, E, 2011.
- BANDEIRA, S; PAULA, J. (Orgs.). THE Maputo Bay ecosystem. Zanzibar Town: **Wiomsa**, 2014. Disponível em: www.guide.pt. Acesso em: 2 ago. 2025.
- BARBIER, E. B *et al.* The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, [s. l.], v. 81, no 2, p. 169–193, maio 2011. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>.
- BARBOSA, F. M. A.; CUAMBE, C. C.; BANDEIRA, S. O. Status and distribution of mangroves in Mozambique. **South African Journal of Botany**, v. 67, p. 393–398, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)31155-8](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)31155-8).

BEJA DA COSTA, A.; MAZZOLINI, A. Maputo's coastline in mutation: current infrastructure impacts in Costa do Sol's landscape. **African Geographical Review**, v. 40, n. 3, p. 231–248, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/19376812.2021.1910852>. Acesso em: 28 jul. 2024.

BENATTI, J. H. **Ordenamento territorial e proteção ambiental**: aspectos legais e constitucionais do zoneamento ecológico-econômico. Meio Ambiente – Grandes Eventos, p. 273–286, 2004.

BERGSTROM, J. C; TY, D. Economics of carbon capture and storage. **Recent Advances in Carbon Capture and Storage**. [S. l.]: InTech, 2017. <https://doi.org/10.5772/67000>.

BERKES, F. Understanding uncertainty and reducing vulnerability: lessons from resilience thinking. **Natural Hazards**, v. 41, n. 2, p. 283–295, maio 2007. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11069-006-9036-7>. Acesso em: 2 maio 2025.

BONAN, G. B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1444–1449, 13 jun. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1155121>. Acesso em: 31 jul. 2025.

BORAH, B.; PARMAR, P. Soil organic carbon dynamics: drivers of climate change-induced soil organic carbon loss at various ecosystems. **International Journal of Environment and Climate Change**, v. 14, p. 153–174, set. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.9734/ijecc/2024/v14i104477>.

BOSSIO, D. A *et al.* The role of soil carbon in natural climate solutions. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 5, p. 391–398, maio 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41893-020-0491-z>. Acesso em: 1 ago. 2025.

BRAAT, L. C.; DE GROOT, R. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 4–15, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>.

CABRAL, A *et al.* Large porewater-derived carbon outwelling across mangrove seascapes revealed by radium isotopes. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 129, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2024JC021319>.

CAMPBELL, J. L.; FONTAINE, J. B.; DONATO, D. C. Carbon emissions from decomposition of fire-killed trees following a large wildfire in Oregon, United States. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 121, n. 3, p. 718–730, mar. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2015JG003165>.

CAPRA, F. **A teia da vida**: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos. Tradução de Newton Roberval Eichenberg. São Paulo: Cultrix, 1999.

CHAUDHURI, P.; CHAUDHURI, S.; GHOSH, R. The role of mangroves in coastal and

estuarine sedimentary accretion in Southeast Asia. In: AIELLO, G. (org.). **Sedimentary processes – examples from Asia, Turkey and Nigeria**. [S. l.]: IntechOpen, 2019. p. 124. Disponível em: <https://doi.org/10.5772/intechopen.85591>.

CHAVE, J *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87–99, ago. 2005. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-005-0100-x>. Acesso em: 9 ago. 2025.

CHAZDON, R. L *et al.* When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. **Ambio**, v. 45, n. 5, p. 538–550, set. 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-016-0772-y>. Acesso em: 31 ago. 2025.

CHONGUE, L. A.; NISHII, K. The influence of tropical and subtropical modes of climate variability on precipitation in Mozambique. **International Journal of Climatology**, v. 44, n. 9, p. 2993–3005, jul. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/joc.8509>. Acesso em: 24 ago. 2025.

CHOROWICZ, J. The East African rift system. **Journal of African Earth Sciences**, v. 43, n. 1–3, p. 379–410, out. 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1464343X05001251>. Acesso em: 23 maio 2025.

CINNER, J. E *et al.* Vulnerability of coastal communities to key impacts of climate change on coral reef fisheries. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 1, p. 12–20, fev. 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/230680737_Vulnerability_of_coastal_communities_to_key_impacts_of_climate_change_on_coral_reef_fisheries. Acesso em: 24 jul. 2025.

CORMIER-SALEM, M. **Blue carbon credits**: a lot of promises but even more uncertainties for the Global South. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-20114>.

COSTAS, S. Evolutionary trajectories of coastal sand barriers along the west Portuguese coast during the Holocene. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 10, dez. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/jmse10121894>.

CRUZ, T.; MANUEL, S.; MENDES DE ARAÚJO, G. **Comunidades costeiras**: perspectivas e realidades. Maputo: Centro de Estudos Sociais Aquino de Bragança, 2015.

CUENCA-OCAÏ, G. Mangrove ecosystems' role in climate change mitigation. **Davao Research Journal**, v. 12, n. 2, p. 72–75, abr. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.59120/drj.v12i2.168>.

CUSACK, M *et al.* Organic carbon sequestration and storage in vegetated coastal habitats along the western coast of the Arabian Gulf. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac899>.

CUSACK, D. F *et al.* Tropical forests and global change: biogeochemical responses and

opportunities for cross-site comparisons, an organized INSPIRE session at the 108th Annual Meeting of the Ecological Society of America, Portland, Oregon, USA, August 2023. **New Phytologist**, v. 241, n. 5, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.19511>.

DARO JUSTINE, Y. E.; SEENATH, A. Vegetative nature-based solutions for coastal flood risk management: benefits, challenges, and uncertainties. **Ocean & Coastal Management**, v. 261, p. 107520, fev. 2025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article>. Acesso em: 25 ago. 2025.

DE LECEA, A. M *et al.* Stepped Holocene sea-level rise and its influence on sedimentation in a large marine embayment: Maputo Bay, Mozambique. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 193, p. 25–36, jul. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0272771417305334>. Acesso em: 24 maio 2025.

DEAN, W. E. Determination of Carbonate and Organic Matter in Calcareous Sediments and Sedimentary Rocks by Loss on Ignition: Comparison with Other Methods. **Journal of Sedimentary Research**, [s. l.], v. 44, 1974. <https://doi.org/10.1306/74D729D2-2B21-11D7-8648000102C1865D>. Acesso em: 14 mai. 2025.

DE STEFANO, A.; JACOBSON, M. G. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. **Agroforestry Systems**, v. 92, n. 2, p. 285–299, abr. 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10457-017-0147-9>. Acesso em: 13 jul. 2025.

DIAZ, D.; HAMILTON, K.; JOHNSON, E. **State of the forest carbon markets 2011: from canopy to currency**. Washington, DC: Forest Trends, 2011.

DIJKSHOORN, J. **Os solos das províncias de Maputo e Gaza: explicações dos mapas de solos** (escala 1:50.000). Maputo: INIA, 1993.

DIN, N *et al.* Impact of urbanization on the evolution of mangrove ecosystems in the Wouri River estuary (Douala, Cameroon). In: FINKL, C.; MAKOWSKI, C. (orgs.). **Coastal wetlands: alteration and remediation**. Coastal Research Library, v. 21. [S. l.]: Springer, 2017. p. 81–131. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-56179-0_3.

DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 17, n. 4, p. 1658–1670, abr. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>. Acesso em: 14 jul. 2025.

DONATO, D. C *et al.* Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, v. 4, n. 5, p. 293–297, maio 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>.

DONATO, D. C *et al.* Z. Whole-island carbon stocks in the tropical Pacific: implications for mangrove conservation and upland restoration. **Journal of Environmental Management**, v. 97, p. 89–96, abr. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.12.004>.

DUARTE, C. M *et al.* The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. **Nature Climate Change**, v. 3, p. 961–968, nov. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>.

DUKE, N. C *et al.* A world without mangroves? **Science**, v. 317, p. 41–42, jul. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.317.5834.41b>.

EBINGER, C. Continental break-up: The East African perspective. **Astronomy e Geophysics**. Volume 46, Issue 2, April, Pages 2.16–2.21, 2005.

FAO. **Standard operating procedure for soil organic carbon Walkley-Black method Titration and colorimetric method**. Rome: [s. n.], 2019.

FATOYINBO, T. E *et al.* Landscape-scale extent, height, biomass, and carbon estimation of Mozambique’s mangrove, forests with Landsat ETM+ and Shuttle Radar Topography Mission elevation data. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, [s. l.], v. 113, no 2, 28 jun. 2008. <https://doi.org/10.1029/2007JG000551>. Acesso em: 24 jul. 2024.

FOLEY, J *et al.* Global consequences of land use. **Science**, [s. l.], v. 309, p. 570–574, jul. 2005a. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>. Palaeoclimatology, Palaeoecology, [s. l.], v. 17, no 4, p. 267–287, 1975. [https://doi.org/10.1016/0031-0182\(75\)90002-4](https://doi.org/10.1016/0031-0182(75)90002-4). Acesso em: 17 mar. 2025.

FÖRSTER, R. The geological history of the sedimentary basin of southern Mozambique, and some aspects of the origin of the Mozambique channel. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, [s. l.], v. 17, no 4, p. 267–287, 1975. [https://doi.org/10.1016/0031-0182\(75\)90002-4](https://doi.org/10.1016/0031-0182(75)90002-4). Acesso em: 17 mar. 2025.

FRIESS, D. A *et al.* Mangrove forests: Their status, threats, conservation and restoration. **Treatise on Estuarine and Coastal Science** (Second Edition), [s. l.], p. 596–625, 2024. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90798-9.00031-7>. Acesso em: 20 jun. 2025.

FRIESS, D. A *et al.* **The State of the world’s mangrove forest: past, present, and future**. Annual Review of Environment and Resources, [s. l.], v. 44, p. 89–115, out. 2019. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302>.

GAO, H; GONG, J; LIU, J; YE, T. Effects of land use/cover changes on soil organic carbon stocks in Qinghai-Tibet plateau: A comparative analysis of different ecological functional areas based on machine learning methods and soil carbon pool data. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 434, jan. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139854>.

GARCIA, F. P. **Atlas da Lusofonia: Moçambique**. IPCE. Editora Prefácio Lisboa. 2005. ISBN: 9789728816780

GASPARINETTI, P *et al.* **Os valores dos serviços ecossistêmicos dos manguezais brasileiros**,

instrumentos econômicos para a sua conservação e o estudo de caso do Salgado Paraense. Brasil: GEF, 2018. Disponível em: www.funbio.org.br.

GIRI, C; OCHIENG, E; TIESZEN, L. L; ZHU, Z; SINGH, A; LOVELAND, T; MASEK, J; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 20, no 1, p. 154–159, jan. 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>.

GOLDBERG, L; LAGOMASINO, D; THOMAS, N; FATOYINBO, T. Global declines in human-driven mangrove loss. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 26, p. 5844–5855, out. 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.15275>.

GREEN, A. N *et al.* Seismic architecture, stratigraphy and evolution of a subtropical marine embayment: Maputo Bay, Mozambique. **Marine Geology**, [s. l.], v. 369, p. 300–309, 1 nov. 2015. DOI: 10.1016/J.MARGEO.2015.06.005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025322715001279>. Acesso em: 24 ago. 2025.

GROBLER, R; MONING, C; SLIVA, J; BREDENKAMP, G; GRUNDLING, P.-L. Subsistence farming and conservation constrains in coastal peat swamp forests of the Kosi Bay Lake system, Maputaland, South Africa. **Géocarrefour**, [s. l.], v. 79, p. 317–324, out. 2004. <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.842>.

GROSS, A; BROMM, T; GLASER, B. Soil organic carbon sequestration after biochar application: A global meta-analysis. **Agronomy**, [s. l.], v. 11, no 12, 1 dez. 2021. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY11122474>. Acesso em: 1 abril. 2025.

GTK CONSORTIUM. **Map Explanation; Volume 1:** Sheets 2032 – 2632. Geology of Degree Sheets, Espungabera/Chibabava, Nova/Mambone, Massangena, Chidoco, Save/Bazaruto, Chicualacuala, Machaila, Chigubo, Mabote/Vilanculos, Rio Singuédzí/Massingir, Rio Changana, Funhalouro/Inhambane, Chilembene, Chókwè, Zavala/Inharrime, Maputo, Xai-Xai/Zavala and Bela-Vista, Mozambique. Mocambique, Maputo, 2006.

GUÉNARD, G; LEGENDRE, P. Spatially explicit predictions using spatial eigenvector maps. **Methods in Ecology and Evolution**, [s. l.], nov. 2024. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14413>.

GUO, L. B; GIFFORD, R. M. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 8, no 4, p. 345–360, 1 abr. 2002. DOI: 10.1046/J.1354-1013.2002.00486. X. Disponível em: [/doi/pdf/10.1046/j.1354-1013.2002.00486. x](https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x). Acesso em: 14 ago. 2025.

HAMILTON, K *et al.* **Building Bridges:** State of the Voluntary Carbon Markets 2010. New York, [s. n.], 14 jun. 2010. Disponível em: 21 jan. 2005. www.forest-trends.org.

HAMILTON, S. E; CASEY, D. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of

continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 25, p. 729–738, jun. 2016. <https://doi.org/10.1111/geb.12449>.

HAMILTON, S. E; FRIESS, D. A. Global carbon stocks and potential emissions due to mangrove deforestation from 2000 to 2012. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 8, p. 240–244, mar. 2018. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0090-4>.

HARVEY, M. **Climate emergency: How societies create the crisis**. [S. l.]: Emerald Group Publishing Ltd., 2021. <https://doi.org/10.1108/9781800433304>.

HEIRI, O; LOTTER, A. F; LEMCKE, G. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: Reproducibility and comparability of results. **Journal of Paleolimnology**, [s. l.], v. 25, no 1, p. 101–110, 2001. DOI: 10.1023/A:1008119611481/METRICS. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1008119611481>. Acesso em: 14 out. 2023.

HILMI, N *et al.* Tropical blue carbon: solutions and perspectives for valuations of carbon sequestration. **Frontiers in Climate**, [s. l.], v. 5, 2023. <https://doi.org/10.3389/fclim.2023.1169663>.

HOGUANE, A. M. Perfil Diagnóstico da Zona Costeira de Moçambique: Diagnosis of Mozambique Coastal Zone. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, [s. l.], v. 7, no 1, p. 69–82, 2007.

HOWARD, J *et al.* Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s. l.], v. 15, no 1, p. 42–50, 1 fev. 2017.

HOWARD, J *et al.* Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. **Arlington**: [s. n.], 2014. Disponível em: https://www.cifor-icraf.org/publications/pdf_files/Books/BMurdiyarso1401.pdf. Acesso em: 14 out. 2025.

HUBAU, W *et al.* Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. **Nature** 2020 579:7797, [s. l.], v. 579, no 7797, p. 80–87, 4 mar. 2020. DOI: 10.1038/s41586-020-2035-0. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-020-2035-0>. Acesso em: 31 jul. 2025.

HUGHES, R.H; HUGHES, J.S. **A Directory of African Wetlands**. IUCN, Gland, Cambridge; UNEP, Nairobi; Cambridge: WCMC, 1992.

INE. **Indicadores Básicos de Agricultura e Alimentação, 2023**. Maputo: [s. n.], nov. 2024.

INGD. **Balanço da Época Chuvosa e Ciclónica 2023/2024**. Maputo, INGD, jul. 2024.

IPCC. **2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: wetlands**. Switzerland: IPCC, 2014.

IPCC. **Mudança do clima e terra sumários para:** Relatório especial do IPCC sobre mudança do clima, desertificação, degradação da terra, manejo sustentável da terra, segurança alimentar, e fluxos de gases de efeito estufa em ecossistemas terrestres. IPCC. 2020. Disponível em: www.ipcc.ch. Acesso em: 13 ago. 2024.

IPCC, I. P. on C. C. Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2021 – The Physical Science Basis**, [s. l.], 6 jul. 2021. DOI 10.1017/9781009157896. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/books/climate-change-2021-the-physical-science-basis/415F29233B8BD19FB55F65E3DC67272B>. Acesso em: 31 jul. 2025.

IVANOVA, M. Designing the United Nations Environment Programme: A story of compromise and confrontation. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, [s. l.], v. 7, no 4, p. 337–361, 6 dez. 2007. DOI: 10.1007/S10784-007-9052-4/TABLES/2. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10784-007-9052-4>. Acesso em: 23 ago. 2024.

JAKOVAC, C. C *et al.* Costs and carbon benefits of mangrove conservation and restoration: A global analysis. *Ecological Economics*, [s. l.], v. 176, p. 106758, out. 2020. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2020.106758. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800919318154>.

JALANE, O. I; DA SILVA, E. V; BRAZ RABELO, F. D; MAFALACUSSER, J. M. Os impactos da urbanização nos ecossistemas manguezal e desafios para o desenvolvimento sustentável: um estudo de caso da Costa do sol, Maputo – Moçambique. *Revista Novedades Colombianas*, [s. l.], v. 19, no 1, 1 jul. 2024. DOI: 10.47374/NOVCOL.2024.V19.2533. Disponível em: <https://revistas.unicauca.edu.co/index.php/novedades/article/view/2533>. Acesso em: 2 set. 2025.

JANGID, A; GUPTA, M. K; SHRIVASTAVA, V. Techniques and Challenges of the Machine Learning Method for Land Use/Land Cover (LU/LC) Classification in Remote Sensing Using the Google Earth Engine. *International Journal on Recent and Innovation Trends in Computing and Communication*, [s. l.], v. 11, no 7, p. 85–92, 1 set. 2023. DOI: 10.17762/IJRITCC.V11I7.7833. Disponível em: <https://typeset.io/papers/techniques-and-challenges-of-the-machine-learning-method-for-16vypfdfwr>. Acesso em: 14 jul. 2024.

JANKOVIC, S. The Multivariate Statistical Analysis – Multiple Linear Regression. *International Journal on Biomedicine and Healthcare*, [s. l.], v. 10, no 4, p. 173, 2022. <https://doi.org/10.5455/IJBH.2022.10.173-175>. Acesso em: 15 jul. 2024.

JARAMILLO, J. J *et al.* Forest Fragmentation and Landscape Connectivity Changes in Ecuadorian Mangroves: Some Hope for the future? *Applied Sciences*, [s. l.], v. 13, no 8, p. 5001, 1 abr. 2023. DOI: 10.3390/APP13085001/S1. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-3417/13/8/5001/htm>. Acesso em: 25 ago. 2025.

JENNERJAHN, T. C; GILMAN, E; KRAUSS, K. W; LACERDA, L. D; NORDHAUS, I; WOLANSKI, E. Mangrove ecosystems under climate change. In V. Rivera-Monroy, S. Lee, E. Kristensen, & R. Twilley, (org.). **Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective** (pp. 211-244). Springer Science & Business Media, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_7. Acesso em: 25 ago. 2024.

KAIRO, J. G *et al.* Restoration and management of mangrove systems - A lesson for and from the East African region. **South African Journal of Botany**, [s. l.], v. 67, no 3, p. 383–389, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)31153-4](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)31153-4). Acesso em: 20 jul. 2025.

KAUFFMAN, J.B. AND DONATO, D. C. **Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests**. Bogor, Indonesia, 2012. Working Paper 86, CIFOR.

KAUFFMAN, J; BHOMIA, R. K. Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa: Global and regional comparisons. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 12, no 11, p. e0187749, 1 nov. 2017. DOI: 10.1371/JOURNAL.PONE.0187749. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0187749>. Acesso em: 30 ago. 2024.

KAUFFMAN, J *et al.* Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. **Ecological Monographs**, [s. l.], v. 90, no 2, 1 maio 2020. <https://doi.org/10.1002/ECM.1405>. Acesso em: 17 ago. 2025.

KEY TITLE, A *et al.* Environmental impact and sustainable practices in aquaculture: A comprehensive review. **Haya Saudi J Life Sci**, [s. l.], v. 9, no 11, p. 447–454, 2024. DOI: 10.36348/sjls.2024.v09i11.005. Disponível em: <https://doi.org/10.36348/sjls.2024.v09i11.005>. Acesso em: 30 ago. 2025.

KHACHOO, Y. H *et al.* Impact of Land Use and Land Cover (LULC) Changes on Carbon Stocks and Economic Implications in Calabria Using Google Earth Engine (GEE). **Sensors**, [s. l.], v. 24, set. 2024. <https://doi.org/10.3390/s24175836>.

KIMBLE, J. M *et al.* **Soil carbon management: economic, environmental and societal benefits**. CRC press, 2007. <https://doi.org/10.1201/9781420044096.sec1>.

KOMIYAMA, A; POUNGPARN, S; KATO, S. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 21, p. 471–477, jul. 2005. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002476>.

KOWALSKA, A; GROBELAK, A. Maximizing soil carbon storage: Leveraging microbial factors and limitations for carbon remediation. In SARMA, H; JOSHI, S (org). **Biotechnology of Emerging Microbes: Prospects for Agriculture and Environment**. Academic Press, 2024, Pages 73-89, ISBN 9780443153976, <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-15397-6.00006-1>. Acesso em: 1 ago. 2025.

KUENZER, C; BLUEMEL, A; GEBHARDT, S; QUOC, T. V; DECH, S. Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. **Remote Sensing**, V. 3, Pages 878-928, [s. l.], v. 3, no 5, p. 878–928, 27 abr. 2011. DOI: 10.3390/RS3050878. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/3/5/878/htm>. Acesso em: 28 nov. 2024.

KUMEH, E. M. Contestations, counteractions and equitable conservation – a case study of Ghana’s Krokosua Hills Forest Reserve. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 157, dez. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2023.103090>.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, [s. l.], v. 304, no 5677, p. 1623–1627, 11 jun. 2004. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1097396>. Acesso em: 22 ago. 2025.

LAL, Rattan. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability (Switzerland)**, [s. l.], v. 7, p. 5875–5895, 2015. <https://doi.org/10.3390/su7055875>.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 24, no 8, p. 3285–3301, 1 ago. 2018. DOI: 10.1111/GCB. 14054, Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29341449/>. Acesso em: 1 mai. 2025.

LAL, R. Managing soils for negative feedback to climate change and positive impact on food and nutritional security. **Soil Science and Plant Nutrition**, [s. l.], v. 66, no 1, p. 1–9, 2 jan. 2020. DOI: 10.1080/00380768.2020.1718548; Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00380768.2020.1718548>. Acesso em: 13 jun. 2025.

LANARI, M *et al.* O. From sink to source: Dynamic of greenhouse gases emissions from beach wrack accumulations in a temperate coastal bay. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 925, maio 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171783>.

LANGEROODI R, S. Achieving Agricultural Benefits from Biochar Application. **Agricultural Research & Technology**, [s. l.], v. 13, no 1, 8 jan. 2018. <https://doi.org/10.19080/ARTOAJ.2017.13.555871>. Acesso em: 1 ago. 2025.

LISTIANA, I; ARIYANTO, D. Enhancing coastal community participation in mangrove rehabilitation through structural equation modeling. **Global J. Environ. Sci. Manage**, [s. l.], v. 10, n 2, p. 873–890, 2024. DOI 10.22034/gjesm.2024.02.28. Disponível em: <https://www.gjesm.net/>. Acesso em: 21 ago. 2025.

LOBUS, N. V *et al.* Carbon footprint reduction and climate change mitigation: A review of the Approaches, Technologies, and Implementation Challenges. **C-Journal of Carbon Research**, [s. l.], v. 9, nº 4, 2023. <https://doi.org/10.3390/c9040120>.

LOPES, R. P *et al.* Stratigraphy and evolution of the late Pleistocene (MIS 5) coastal Barrier III

in southern Brazil. **Quaternary Research**, [s. l.], v. 119, p. 129–151, 15 maio 2024. DOI 10.1017/QUA.2023.67. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/quaternary-research/article/abs/stratigraphy-and-evolution-of-the-late-pleistocene-mis-5-coastal-barrier-iii-in-southern-brazil/0CD4E2DB515149C93C63165AC5E45F7B>. Acesso em: 24 nov. 2024.

LONG, L *et al.* Comparison of soil organic carbon stock change with eddy covariance carbon balance at an ICOS crop ecosystem site reveals unexplained carbon losses. **EGU General Assembly 2023**, Viena, Áustria, 23-28 abr. 2023. Abstract EGU23-16372. Disponível em: <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2023EGUGA..2516372L/abstract>. Acesso em: 1 ago. 2025.

LOVELOCK, C *et al.* The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. **Nature**, [s. l.], v. 526, n° 7574, p. 559–563, 22 out. 2015. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature15538>. Acesso em: 20 ago. 2025.

LOVELOCK, C. E; REEF, R. Variable Impacts of Climate Change on Blue Carbon. **One Earth**, [s. l.], v. 3, n° 2, p. 195–211, 21 ago. 2020. DOI 10.1016/J.ONEEAR.2020.07.010/ASSET/DED2B5E9-5C51-40AF-8BA7-2F9733903B89/MAIN.ASSETS/GR3.JPG. Disponível em: <https://www.cell.com/action/showFullText?pii=S2590332220303547>. Acesso em: 15 ago. 2025.

LUYSSAERT, S *et al.* Tradeoffs in using European forests to meet climate objectives. **Nature**. v. 562, n° 7726, p. 259, 11 out. 2018. DOI 10.1038/S41586-018-0577-1. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC6277009/>. Acesso em: 31 jul. 2025.

MA, L *et al.* Linking microbial carbon-degrading potential to organic carbon sequestration in fertilized soils: Insights from metagenomics. **Land Degradation and Development**, [s. l.], v. 34, n° 18, p. 6021–6035, 1 dez. 2023. <https://doi.org/10.1002/LDR.4894>. Acesso em: 1 mai. 2025.

MACAMO, C *et al.* **Mangrove socioeconomic evaluation and conservation framework in Mozambique**. IUCN Mozambique. Maputo: WWF, IUCN and Wetlands International, 2021. Disponível em: www.saveourmangrovesnow.org.

MACAMO, C *et al.* Mangrove community-based management in Eastern Africa: experiences from rural Mozambique. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 11, 2024. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2024.1337678/FULL>. Acesso em: 24 ago. 2025.

MACE, G. M. The ecology of natural capital accounting. **Oxford Review of Economic Policy**, [s. l.], v. 35, n° 1, 2019. <https://doi.org/10.1093/oxrep/gry023>.

MACHAVA-ANTÓNIO, V *et al.* Value chain analysis of mangrove forests in central Mozambique: Uses, stakeholders and income. **Western Indian Ocean Journal of Marine Science**, [s. l.], v. 19, n° 1, p. 1–17, 2020. <https://doi.org/10.4314/WIOJMS.V19I1.1>. Acesso em: 23 jul. 2024.

MACHAVA-ANTÓNIO, V *et al.* Comparison of Mangrove Forest Structure and Ecosystem

Services in Maputo Bay (Eastern Africa) and Príncipe Island (Western Africa). **Forests**, [s. l.], v. 13, nº 9, 1 set. 2022. <https://doi.org/10.3390/F13091466>. Acesso em: 24 jul. 2024.

MACUÁCUA, J. C; SITOE, A. Challenges of Integration the Policies and Measures in the National and Local Strategy of Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Mozambique. **Journal of Environmental Science and Engineering A**, [s. l.], v. 6, nº 9, 28 set. 2017. <https://doi.org/10.17265/2162-5298/2017.09.002>. Acesso em: 18 jul. 2024.

MALCZEWSKI, J. GIS-based multicriteria decision analysis: A survey of the literature. **International Journal of Geographical Information Science**, [s. l.], v. 20, nº 7, p. 703–726, ago. 2006. DOI 10.1080/13658810600661508; WGROUP: STRING: PUBLICATION. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/13658810600661508>. Acesso em: 31 jun. 2023.

MALCZEWSKI, J; RINNER, C. **Multicriteria Decision Analysis in Geographic Information Science. advances in geographic information Science**. Berlin, Heidelberg. Springer. 2015. DOI 10.1007/978-3-540-74757-4. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/978-3-540-74757-4>. Acesso em: 1 jul. 2023.

MALCZEWSKI, J. **GIS and multicriteria decision analysis**. Ontario. John Wiley & Sons, 1999. Disponível em: <https://www.wiley.com/en-us/GIS+and+Multicriteria+Decision+Analysis-p-9780471329442>. Acesso em: 7 jul. 2023.

MALDONADO NAVARRO, D. **Investigating changes in Mangrove cover and conservation policy in the protected area of Yum Balam, Mexico, 1981-2020.2022**. 120 f. Thesis (Master of Arts in Geography), Faculty of Graduate and Postdoctoral Affairs in partial, Carleton University, Ottawa, Ontario, 2022. <https://doi.org/10.22215/etd/2022-15262>.

MALHI, Y *et al*. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, [s. l.], v. 319, p. 169–172, jan. 2008. <https://doi.org/10.1126/science.1146961>.

MANHIQUE, A. J; REASON, C. J. C; BARIMALALA, R. Rainfall onset and cessation over Mozambique and relationship with sea surface temperature and atmospheric patterns. **International Journal of Climatology**, [s. l.], v. 43, nº 11, p. 4849–4863, 1 set. 2023. DOI 10.1002/JOC.8120. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/371132771_Rainfall_onset_and_cessation_over_Mozambique_and_relationship_with_sea_surface_temperature_and_atmospheric_patterns. Acesso em: 24 ago. 2024.

MANTLANA, B *et al*. Factors determining soil respiration in tropical savanna-wetland mosaic in the Okavango delta, Botswana. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, [s. l.], v. 6, nº 30, p. 302025, 1 fev. 2009. <https://doi.org/10.1088/1755-1307/6/0/302025>.

MARIANO, C. C. F; BRUNO, C. E. M; RODRÍGUEZ, N. E. E. Manguezais e Comunidades Pesqueiras: O Manejo Sustentável para a Conservação do Ecossistema. **Brazilian Journal of**

Biological Sciences, [s. l.], v. 12, nº 27, p. e495, 25 jul. 2025. DOI 10.21472/BJBS.V12N27-006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/394030001_Manguezais_e_Comunidades_Pesqueiras_O_Manejo_Sustentavel_para_a_Conservacao_do_Ecosistema. Acesso em: 21 ago. 2024.

MCLEOD, E *et al.* 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**, [s. l.], v. 9, p. 552–560, dez. 2011. <https://doi.org/10.1890/110004>.

MI. **Strategic Plan for the Development of Tourism in Mozambique (2004-2013)**. Maputo, Ministério do Turismo, fev 2004.

MICOA. **Estratégia Nacional de Adaptação e Mitigação de Mudanças Climáticas**. Maputo: Ministério Para a Coordenação Da Acção Ambiental 13 nov 2012.

MICOA. **Quarto relatório nacional sobre a implementação da convenção sobre a diversidade biológica (cbd) em Moçambique**. Moçambique, Maputo: Ministério Para a Coordenação da Acção Ambiental, jun. 2009. Disponível em: https://sibmoz.gov.mz/content/uploads/2022/01/Microsoft-Word-4_Relatorio_Nacional_CDB_P_Final.pdf. Acesso em: 25 jun. 2025.

MIGLIAVACCA, M *et al.* Securing the forest carbon sink for the European Union's climate ambition. **Nature** **2025 643:8074**, [s. l.], v. 643, nº 8074, p. 1203–1213, 30 jul. 2025. DOI 10.1038/s41586-025-08967-3. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-025-08967-3>. Acesso em: 1 jul. 2025.

MIGUEL, L. L. A. J; CASTRO, J. W. A. Sedimentary dynamics of the transgressive dunes of the lagoon-barrier system of the Southern Mozambique Coast, Africa. **Anuario do Instituto de Geociencias**, [s. l.], v. 41, nº 1, p. 222–231, 2018. https://doi.org/10.11137/2018_1_222_231. Acesso em: 24 jul. 2025.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: [s. n.], 1 mar. 2005. Disponível em: <https://www.wri.org/research/millennium-ecosystem-assessment-ecosystems-and-human-well-being>. Acesso em: 18 mar. 2024.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA. **Brasil anuncia adesão à Mangrove Breakthrough, iniciativa global para proteção de manguezais**. Brasília: Ministério Do Meio Ambiente E Mudança Do Clima, 2025. <https://www.gov.br/mma/pt-br/noticias/brasil-anuncia-adesao-a-mangrove-breakthrough-iniciativa-global-para-protecao-de-manguezais>. Acesso em: 26 jul. 2024.

MITADER. **Estratégia nacional para a Redução de Emissões de Desmatamento e Degradação Florestal, Conservação de Florestas e Aumento de Reservas de Carbono Através de Florestas (REDD+) 2016-2030**. Maputo: Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural, 2016.

Moçambique. Lei no 20/97 de 1 outubro de 1997. Lei do Ambiente. **Boletim geral da República**, Maputo, 24 de outubro 1997.

Moçambique. Constituição da República de Moçambique. **Boletim geral da República**, Maputo, 1990.

MOMADE, F; ACHIMO, M. Dune Geomorphology in Maputaland, Mozambique. **Boletim Geologica**, [s. l.], p. 34–41, 2004.

MORGADO, C. H; ROXO, M. J; CALVO-CASES, A. Burying the carbon to dig up the future. **Cuadernos de Investigación Geográfica**, [s. l.], v. 50, nº 1, p. 59–83, 18 out. 2023. <https://doi.org/10.18172/CIG.5767>. Acesso em: 27 ago. 2024.

MUKHERJEE, N *et al.* Ecosystem service valuations of mangrove ecosystems to inform decision making and future valuation exercises. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 9, nº 9, 22 set. 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107706>.

MURDIYARSO, D. J *et al.* The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 5, nº 12, p. 1089–1092, 1 dez. 2015. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nclimate2734>. Acesso em: 29 ago. 2025.

NAGELKERKEN, I *et al.* The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 89, nº 2, p. 155–185, ago. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007>.

NARAIN, D *et al.* A step change needed to secure a nature-positive future—Is it in reach? **One Earth**, [s. l.], v. 5, nº 6, p. 589–592, 17 jun. 2022. <https://doi.org/10.1016/J.ONEEAR.2022.05.016>. Acesso em: 18 jul. 2024.

NELSON, D. W; SOMMERS, L. E. Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. In: SPARKS, D. L (org). **Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods**. , 1996. p. 961–1010. Disponível em: [/doi/pdf/10.2136/sssabookser5.3.c34](https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c34). Acesso em: 14 jun. 2023.

NHANTUMBO, I; IZIDINE, S. **Preparing for REDD in dryland forests: Investigating the options and potential synergy for REDD payments in the miombo ecoregion (Mozambique country study)**. Maputo: International Institute for Environment and Development [s. l.], 2009.

NICKEL, E. H; QING, H. The primary sealing units for the Weyburn Midale reservoir, Williston Basin, (Southeastern Saskatchewan, Canada): Sedimentology, petrography, and geochemistry. In: WILSON, E.S *et al* (org). **Greenhouse gas control Technologies**. Elsevier Science Ltd, 2005. p.2089–2092. <https://doi.org/10.1016/B978-008044704-9/50278-0>. Acesso em: 3 ago. 2025.

NICOLAU, D. K; MACAMO, C. D; BANDEIRA, S. O; TAJÚ, A; MABILANA, H. A.

Mangrove change detection, structure and condition in a protected area of eastern Africa: the case of Quirimbas National Park, Mozambique. **Western Indian Journal of Marine Science**, [s. l.], v. 16, nº 1, p. 47–60, 2017. DOI doi: 10.4314/WIOJMS.V16I1. Disponível em: 16 mar. 2025 <http://www.ajol.info/index.php/wiojms/about/submissions>.

NINAN, K. N. **Valuing ecosystem services: methodological issues and case studies**. Massachusetts: Cheltenham. Edward elgar publishing limited, 2014.

NRC (National Research Council). Valuing ecosystem services: toward better environmental decision-making. **The national academies press**, Washington, D.C, 2005. Disponível em: www.nap.edu.

NRRI. **The economics of carbon capture and sequestration**. The National Regulatory Research Institute, 2022. Acesso em: 14 jun. 2023.

NUR, W. H *et al.* Monitoring of Land Use Changes Using Google Earth Engine for Agriculture: Indramayu Regency. In: **2023 IEEE Asia-Pacific Conference on Geoscience, Electronics and Remote Sensing Technology**. (AGERS). IEEE, 2023. <https://doi.org/10.1109/AGERS61027.2023.10490728>. Acesso em: 14 jul. 2024.

OSTROM, E. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. **Science**, [s. l.], v. 325, nº 5939, p. 419–422, 24 jul. 2009. Disponível em: [/doi/pdf/10.1126/science.1172133](https://doi.org/10.1126/science.1172133). Acesso em: 22 ago. 2025.

PACHE, R. G; ABRUDAN, I. V; NIȚĂ, M. D. Economic valuation of carbon storage and sequestration in Retezat National Park, Romania. **Forests**, [s. l.], v. 12, nº 1, p. 1–14, 1 jan. 2021. <https://doi.org/10.3390/F12010043>. Acesso em: 26 ago. 2024.

PALALANE, J *et al.* Coastal Erosion in Mozambique: Governing Processes and Remedial Measures. **Journal of Coastal Research**, [s. l.], v. 32, nº 3, p. 700–718, 1 maio 2016. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-14-00020.1>. Acesso em: 16 ago. 2025.

PANDAO, M. R *et al.* The Role of Soil in Carbon Sequestration: Mechanisms and Implications. **Asian Journal of Environment & Ecology**, [s. l.], v. 23, nº 9, p. 66–75, 29 ago. 2024. <https://doi.org/10.9734/AJEE/2024/V23I9598>. Acesso em: 1 ago. 2025.

PARIDA, P. K *et al.* Carbon sequestration by terrestrial, aquatic, and marine biodiversity. **Impact of Societal Development and Infrastructure on Biodiversity Decline**. [S. l.]: IGI Global, 2024. p. 215–244. <https://doi.org/10.4018/979-8-3693-6950-0.ch013>.

PATIL, A; PANHALKAR, S. comparative analysis of machine learning algorithms for land use and land cover classification using google earth engine platform. **Journal of Geomatics**, [s. l.], v. 17, nº 2, p. 226–233, 31 out. 2023. DOI 10.58825/JOG.2023.17.2.96. Disponível em: <https://typeset.io/papers/comparative-analysis-of-machine-learning-algorithms-for-land-1k24b8oxkb>. Acesso em: 14 jul. 2024.

PAUSTIAN, K; LARSON, E; KENT, J; MARX, E; SWAN, A. Soil C Sequestration as a Biological Negative Emission Strategy. **Frontiers in Climate**. v. 1, nº 8, p. 482133, 16 out. 2019. DOI 10.3389/FCLIM.2019.00008/BIBTEX. Disponível em: www.frontiersin.org. Acesso em: 1 ago. 2025.

PEDROZA-ARCEO, N. M; WEBER, N; ORTEGA-ARGUETA, A. A Knowledge Review on Integrated Landscape Approaches. **Forests**, [s. l.], v. 13, nº 2, 1 fev. 2022. <https://doi.org/10.3390/F13020312>. Acesso em: 18 jul. 2024.

PEIXOTO, M. Pagamento por serviços ambientais-Aspectos teóricos e proposições legislativas. In: **Textos para Discussão** -Núcleo de Estudos e Pesquisa do Senado Federal. 7 nov. 2011. Disponível em: www.senado.gov.br/conleg/nepsf1.html.

PENDLETON, L *et al.* Estimating global “Blue Carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 7, nº 9, p. e43542, 4 set. 2012. DOI 10.1371/JOURNAL.PONE.0043542. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0043542>. Acesso em: 29 jul. 2025.

PEREIRA, S. S. Como é que os mangais contribuem para o desenvolvimento social e econômico das comunidades locais de Inhambane. **REALIS**, V. 13, N. 3, 2023. <https://doi.org/10.51359/2179-7501.2023.259275> Acesso em: 2 ago. 2025.

PORAT, N; BOTHA, G. The luminescence chronology of dune development on the Maputaland coastal plain, southeast Africa. **Quaternary Science Reviews**, [s. l.], v. 27, nº 9–10, p. 1024–1046, maio 2008. <https://doi.org/10.1016/J.QUASCIREV.2008.01.017>. Acesso em: 24 ago. 2024.

PUTHUCHERRIL, T. G. Protecting the coastal and marine environment. In: **The Oxford handbook of environmental and natural resources law in India**. Oxford University Press, 2024. p. 443–462. <https://doi.org/10.1093/oxfordhb/9780198884682.013.26>.

QUÉRÉ, C *et al.* Global carbon budget 2018. **Earth system science data**, [s. l.], v. 10, nº 4, p. 2141–2194, 2018. <https://doi.org/10.5194/ESSD-10-2141-2018>. Acesso em: 1 ago. 2025.

RAES, L *et al.* **Marine plastics, fisheries, and livelihoods in Mozambique**. Switzerland: IUCN, 2021. 20 pp.

RAUDSEPP-HEARNE, C; PETERSON, G. D; BENNETT, E. M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes, **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.** 107 (11) 5242-5247, 2010. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>. Disponível em: [/doi/pdf/10.1073/pnas.0907284107?download=true](https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107?download=true). Acesso em: 7 jul. 2025.

REED, J; *et al.* Co-producing theory of change to operationalize integrated landscape approaches. **Sustainability Science**, [s. l.], v. 18, no 2, p. 839–855, 1 mar. 2023. <https://doi.org/10.1007/S11625-022-01190-3>. Acesso em: 18 jul. 2024.

REED, M. S. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 141, no 10, p. 2417–2431, 1 out. 2008. DOI 10.1016/J.BIOCON.2008.07.014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320708002693>. Acesso em: 28 ma. 2025.

RIPPLE, W. J *et al.* Ruminants, climate change and climate policy. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 4, no 1, p. 2–5, jan. 2017. <https://doi.org/10.1038/nclimate2081>.

ROBERTS, D. R *et al.* Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. **Ecography**, [s. l.], v. 40, no 8, p. 913–929, 1 ago. 2017. DOI 10.1111/ecog.02881; page: string: article/chapter. Disponível em: [/doi/pdf/10.1111/ecog.02881](https://doi.org/10.1111/ecog.02881). Acesso em: 20 ago. 2025.

ROCHELLE, C.A *et al.* **The Weyburn project: Summary report for Task 3.1. Experimental geochemical studies of CO₂-porewater-rock interaction.** British Geological Survey Commissioned Report, CR/04/020N, 2004. Disponível em: www.thebgs.co.uk. Acesso em: 3 ago. 2025.

RODRIGUES, J. V *et al.* Historical land use changes lead to massive loss of soil carbon stocks in a recovering, semiarid mangrove. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 208, nov. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116980>.

ROWE, M. P; BRISTOW, C. S. Sea-level controls on carbonate beaches and coastal dunes (eolianite): Lessons from Pleistocene Bermuda. **Bulletin of the Geological Society of America**, [s. l.], v. 127, no 11–12, p. 1645–1665, 2015. <https://doi.org/10.1130/B31237.1>. Acesso em: 24 jun. 2025.

RUSSO, F; MASELLI, G; NESTICÒ, A. Forest ecosystem services: economic evaluation of carbon sequestration on a large scale. **Valori Valutazioni**, 33(1): 17-30, 2023. <https://doi.org/10.48264/vvsiev-20233303>.

SAATY, R. W. The analytic hierarchy process—what it is and how it is used. **Mathematical Modelling**, [s. l.], v. 9, no 3–5, p. 161–176, 1 jan. 1987. DOI 10.1016/0270-0255(87)90473-8. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0270025587904738>. Acesso em: 1 ago. 2025.

SAATY, T. L. Decision making with the analytic hierarchy process. **scientia iranica**. [s. l.], v. 9, no 3, p. 215–229, 2002. <https://doi.org/10.1504/IJSSCI.2008.017590>. Acesso em: 1 set. 2025.

SALMAN, G; ABDULA, I. Development of the Mozambique and Ruvuma sedimentary basins, offshore Mozambique. **Sedimentary Geology**, [s. l.], v. 96, no 1–2, p. 7–41, 1995. [https://doi.org/10.1016/0037-0738\(95\)00125-R](https://doi.org/10.1016/0037-0738(95)00125-R). Acesso em: 23 mar. 2025.

SALTELLI, A *et al.* Global Sensitivity Analysis: the Primer. **John Wiley e Sons, Ltd**, 2008. doi:10.1002/9780470725184 Acesso em: 1 jun. 2025. Disponível em:

https://www.andreasaltelli.eu/file/repository/A_Saltelli_Marco_Ratto_Terry_Andres_Francesca_Campolongo_Jessica_Cariboni_Debora_Gatelli_Michaela_Saisana_Stefano_Tarantola_Global_Sensitivity_Analysis_The_Primer_Wiley_Interscience_2008_.pdf

SANDERMAN, J *et al.* A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 13, no 5, 1 maio 2018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabe1c>.

SANDILYAN, S; KATHIRESAN, K. Mangrove conservation: A global perspective. **Biodiversity and Conservation**, [s. l.], v. 21, p. 3523–3542, dez. 2012. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0388-x>.

SANTISTEBAN, J *et al.* Loss on ignition: A qualitative or quantitative method for organic matter and carbonate mineral content in sediments? **Journal of Paleolimnology**, [s. l.], v. 32, no 3, p. 287–299, 2004. DOI 10.1023/B: JOPL.0000042999.30131.5B. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/44219290_Loss_on_Ignition_A_Qualitative_or_Quantitative_Method_for_Organic_Matter_and_Carbonate_Mineral_Content_in_Sediments. Acesso em: 14 out. 2023.

SASMITO, S. D *et al.* Can mangroves keep pace with contemporary sea level rise? A global data review. **Wetlands Ecology and Management**, [s. l.], v. 24, p. 263–278, abr. 2016. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9466-7>.

SASSE, J. Plant Chemistry and Morphological Considerations for Efficient Carbon Sequestration. **Chimia**, [s. l.], v. 77, no 11, p. 726–732, 2023. <https://doi.org/10.2533/CHIMIA.2023.726>. Acesso em: 1 ago. 2025.

SCHMIDT, M. W *et al.* Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, [s. l.], v. 478, no 7367, p. 49–56, 6 out. 2011. DOI 10.1038/NATURE10386; SUBJMETA=106,47,694,704; KWRD BIOGEOCHEMISTRY, CLIMATE+CHANGE. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature10386>. Acesso em: 2 mai. 2025.

SERRA, C; DONDEYNE, S; DURANG, T. **O Meio Ambiente em Moçambique Notas para reflexão sobre a situação atual e os desafios**. Maputo, Moçambique, 2013. Disponível em: <https://www.biofund.org.mz/wp-content/uploads/2017/03/O-Meio-Ambiente-em-Mocambique-2012-Serra-et-al.pdf>. Acesso em: 3 ago. 2025.

SETO, K. C; GÜNERALP, B; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.** 109 (40) 16083–16088, out. 2012. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>.

SHAPIRO, A. **Mozambique mangrove extent 1995-present conservation technologies and methodologies view project**. Moçambique, Maputo: WWF, [2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/329250601>. Acesso em: 27 ago. 2025.

SHIKAMÄKI, J *et al.* Blue carbon: Coastal ecosystems, their carbon storage, and potential for

reducing emissions. **Environment**, [s. l.], v. 55, no 6, p. 14–29, 1 nov. 2013. <https://doi.org/10.1080/00139157.2013.843981>.

SIHKAMÄKI, J. **Blue Carbon: Global Options for Reducing Emissions from the Degradation and Development of Coastal Ecosystems**. Washington, DC: Resources for the Future, 2012. Acesso em: 20 jun. 2025.

SITOE, A. A; MANDLATE, L. J. C; GUEDES, B. S. Biomass and carbon stocks of Sofala Bay mangrove forests. **Forests** 2014, V. 5, Pages 1967–1981, [s. l.], v. 5, no 8, p. 1967–1981, 14 ago. 2014. DOI 10.3390/F5081967. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/5/8/1967/htm>. Acesso em: 17 ago. 2025.

SOKOL, N. W; BRADFORD, M. A. Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input. **Nature Geoscience**, [s. l.], v. 12, no 1, p. 46–53, 1 jan. 2019. <https://doi.org/10.1038/S41561-018-0258-6>. Acesso em: 1 mar. 2025.

SOUSA, R. D. S. **Zoneamento geoecológico do complexo fluviomarinho dos rios Cardoso/Camurupim e porção costeira adjacente, litoral leste piauiense**. 2019. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade federal do Ceará, Fortaleza, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/49257>

SPALDING, M; BLASCO, E; FIELD, C. **World mangrove alias**. Okinawa, Japan: The International Society for Mangrove Ecosystems, 1997.

SPENCER T, MÖLLER I, REEF R. Mangrove Systems and Environments. In **Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**. Netherlands: Elsevier. 2016 doi: 10.1016/B978-0-12-409548-9.10262-3

STRINGER, C. E; TRETTIN, C. C; ZARNOCH, S. J. Soil properties of mangroves in contrasting geomorphic settings within the Zambezi River Delta, Mozambique. **Wetlands Ecology and Management**, [s. l.], v. 24, no 2, p. 139–152, 1 abr. 2016. <https://doi.org/10.1007/S11273-015-9478-3>. Acesso em: 24 jul. 2024.

TEEB. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. Oxon: Routledge, 2012.

TENGÖ, M *et al.* Connecting diverse knowledge systems for enhanced ecosystem governance: The multiple evidence base approach. **Ambio**, [s. l.], v. 43, no 5, p. 579–591, 2014. DOI 10.1007/S13280-014-0501-3. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24659474/>. Acesso em: 28 ago. 2025.

TWICHELL, J; POLLNAC, R; CHRISTIE, P. Lessons from Philippines MPA Management: Social Ecological Interactions, Participation, and MPA Performance. **Environmental Management**, [s. l.], v. 61, no 6, p. 916–927, 1 jun. 2018. DOI 10.1007/S00267-018-1020-Y/TABLES/9. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-018-1020-y>. Acesso em: 30 ago. 2025.

UNEP. **Annual report 2014**. Nairobi: United nations environment programme, 2015.

UNEP. **Economic Analysis of Mangrove Forests: A case study in Gazi Bay**. Berlin: United nations environment programme, 2011.

UNITED NATIONS. **Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future**. Oslo: UN, [s. n.], 20 mar. 1987.

VÆRET, L *et al.* Holocene dynamics of the salt–fresh groundwater interface under a sand island, Inhaca, Mozambique. **Quaternary International**, [s. l.], v. 257, p. 74–82, 20 abr. 2012. DOI 10.1016/J.QUAINT.2011.11.020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1040618211006604>. Acesso em: 24 abr. 2025.

VALAVI, R *et al.* BlockCV: An r package for generating spatially or environmentally separated folds for k-fold cross-validation of species distribution models. **Methods in Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 10, no 2, p. 225–232, 1 fev. 2019. Disponível em: [/doi/pdf/10.1111/2041-210X.13107](https://doi.org/10.1111/2041-210X.13107). Acesso em: 29 abr. 2025.

VALIELA, I; BOWEN, J. L; YORK, J. K. Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. **BioScience**, [s. l.], v. 51, p. 807–815, 2001. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:MFOOTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2).

WALLACE, K. J. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 139, no 3–4, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>.

WALTHAM, N. J *et al.* UN decade on ecosystem restoration 2021–2030: what chance for success in restoring coastal ecosystems? **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 7, 20 fev. 2020. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2020.00071>. Acesso em: 8 ago. 2025.

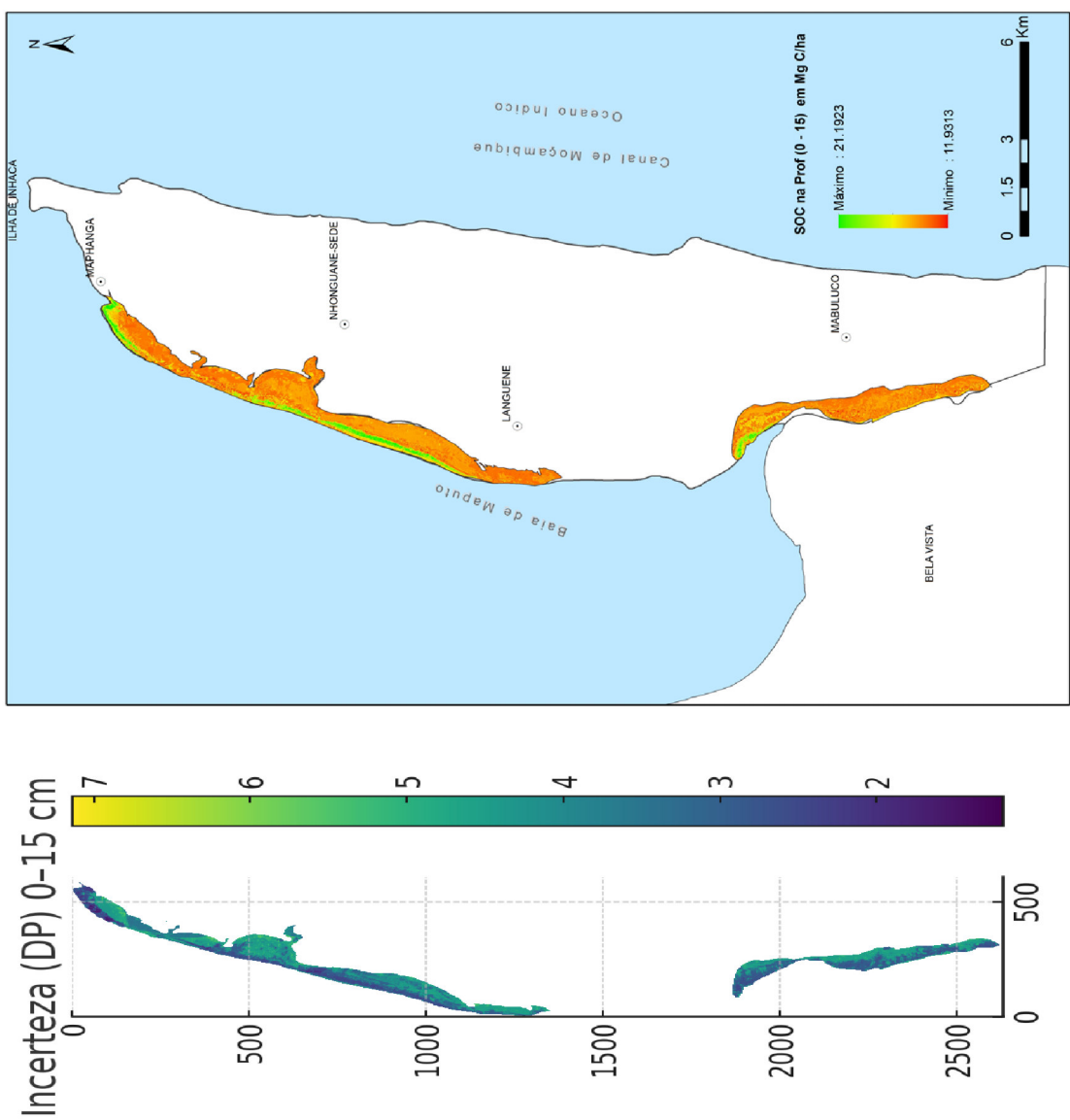
WARD, B; JAKSON, B; DUBOS, R. **Only one earth: The care and maintenance of a small planet**. Norton, 1983. p. 225. ISBN 039330129X, 9780393301298. Acesso em: 5 ago. 2025.

WEP. **Comprehensive Food Security e Vulnerability Analysis Guidelines**. Rome, Italy: World Food Programme, 2009.

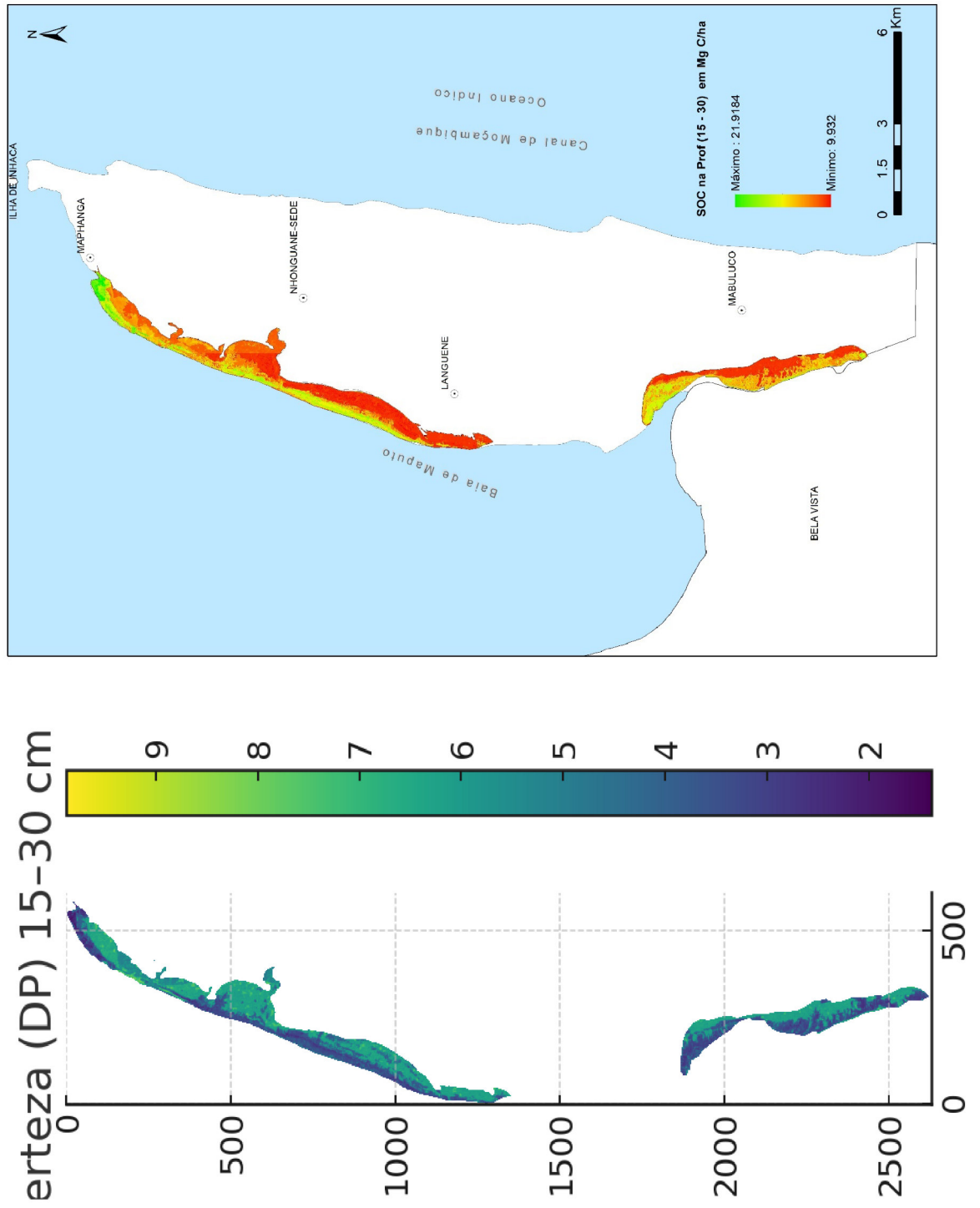
WEST, T. A *et al.* Overstated carbon emission reductions from voluntary REDD+ projects in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 117, no 39, p. 24188–24194, 29 set. 2020. DOI 10.1073/PNAS.2004334117/-/DCSUPPLEMENTAL. Disponível em: [/doi/pdf/10.1073/pnas.2004334117?download=true](https://doi.org/10.1073/pnas.2004334117?download=true). Acesso em: 31 jul. 2025.

WHITE, N. M; BARNETT, A. G. Analysis of multisite intervention studies using generalized linear mixed models. **Infection Control and Hospital Epidemiology**, [s. l.], v. 40, no 8, p. 910–917, 1 ago. 2019. <https://doi.org/10.1017/ICE.2019.114>. Acesso em: 15 jul. 2024.

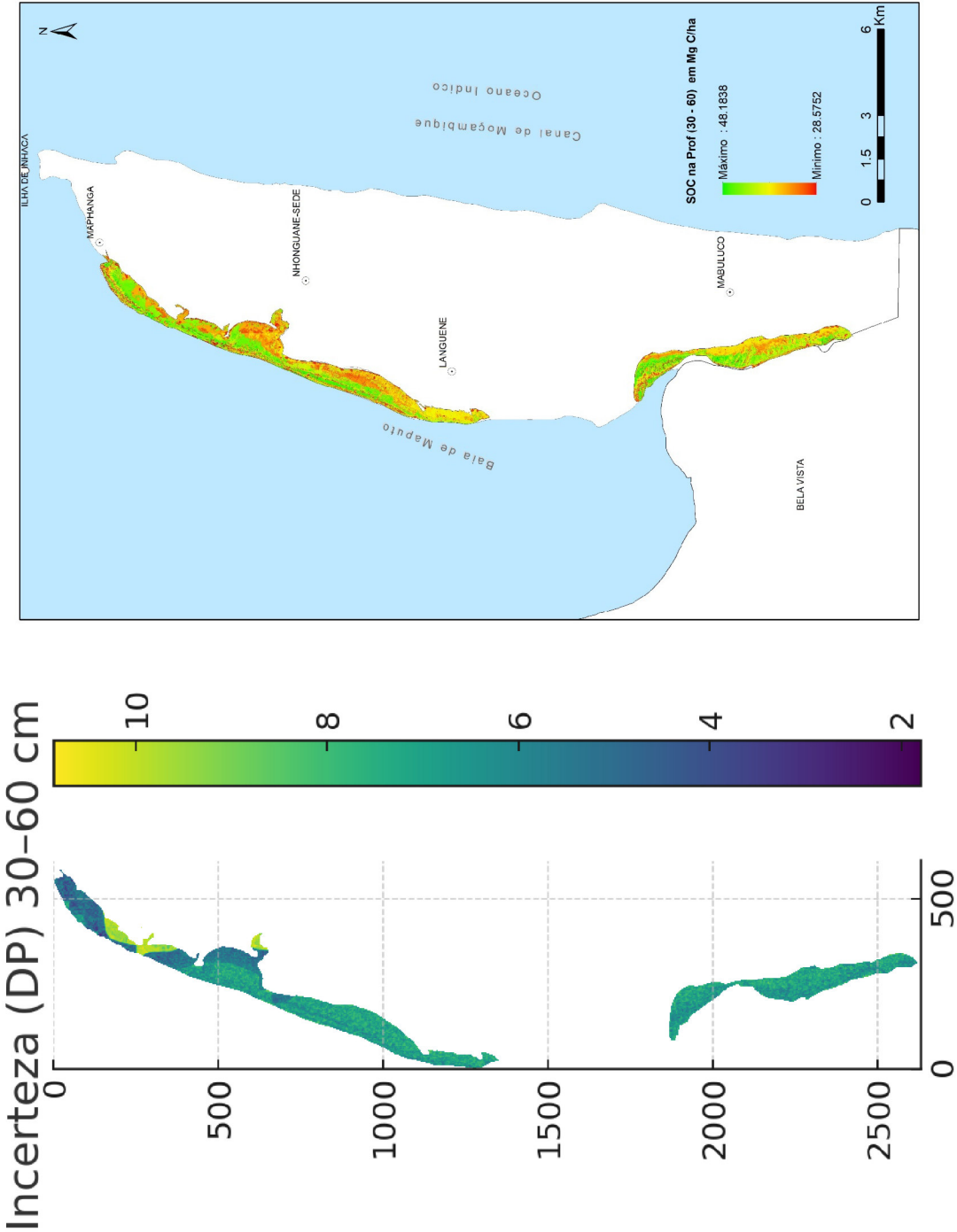
APÊNDICE A - MAPA DE VARIABILIDADE DE ESTOQUES CARBONO DO SOLO E DA



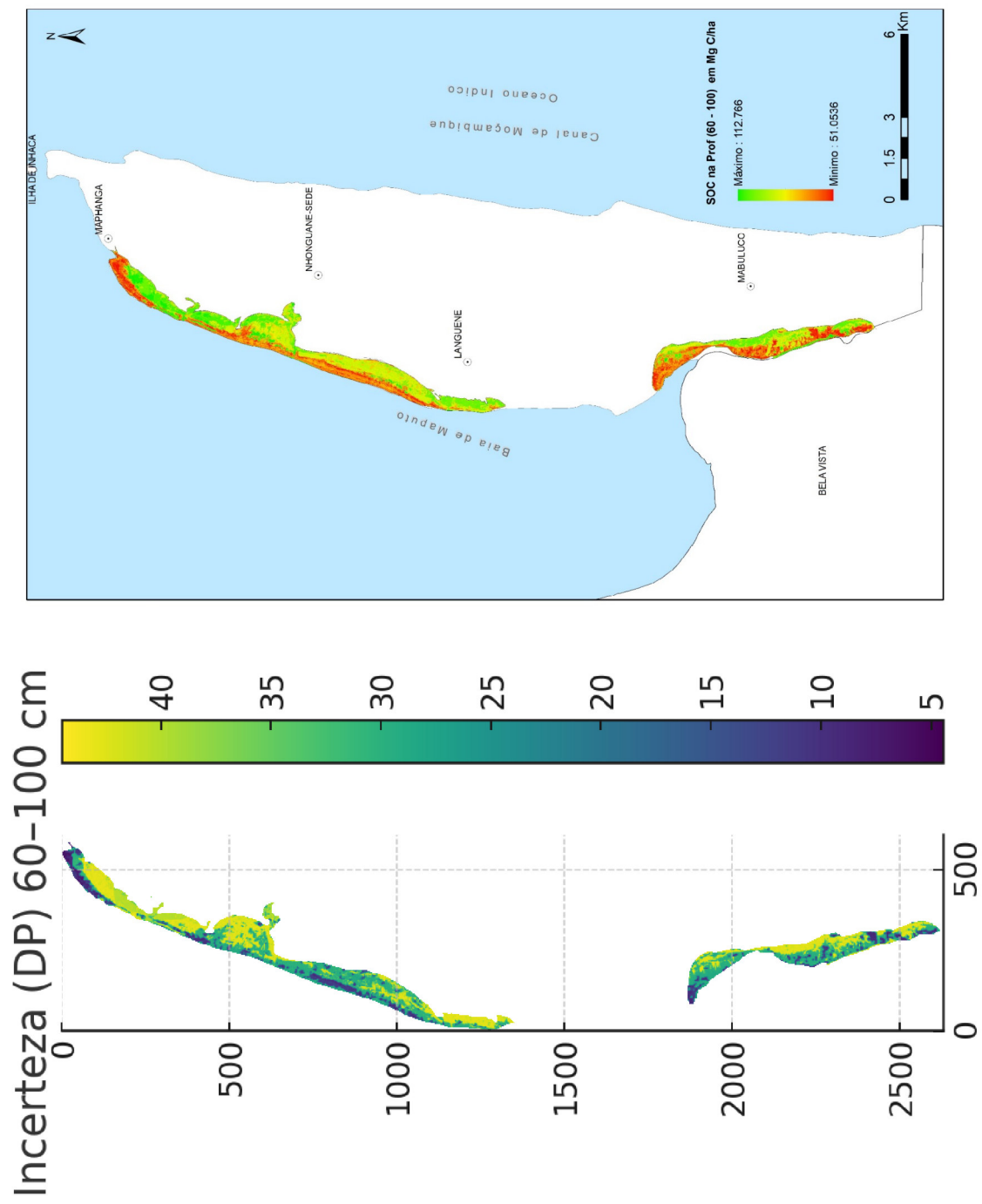
APÊNDICE B - MAPA DE VARIABILIDADE DE ESTOQUES CARBONO DO SOLO E DA



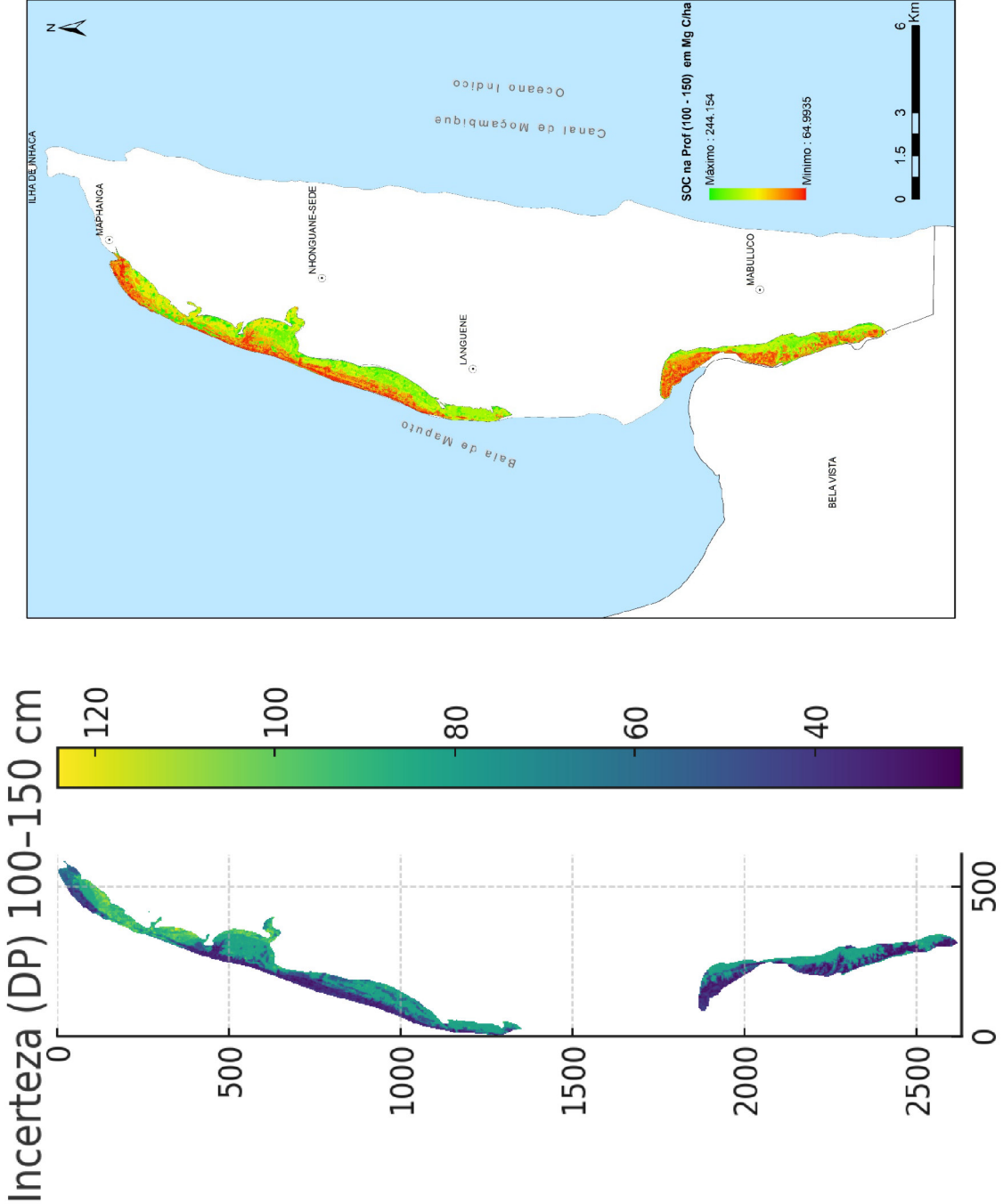
APÊNDICE C - MAPA DE VARIABILIDADE DE ESTOQUES CARBONO DO SOLO E DA



APÊNDICE D - MAPA DE VARIABILIDADE DE ESTOQUES CARBONO DO SOLO E DA



APÊNDICE E - MAPA DE VARIABILIDADE DE ESTOQUES CARBONO DO SOLO E DA



APÊNDICE F - FORMULÁRIO DE LEVANTAMENTO DE CAMPO

Informação Geral do Site

Nomes da equipe de Pesquisa

ORLANDO ENACIO Jakue

Aurelio SALVADOR MAPA

DJAULANE NADAMBO NAO MEGANE / VALDO JAKUE CAMA

Código do Plote P₂ (Parcela 2)

Localização do Plote MACHANGULO - MALANGA

Data da colheita 19/09/2024

Coordenadas

Lat _____ Long _____ no centro da parcela

Número de Pontos observados 6

Descrição das fotos _____

Orientação do plote NORTE / SU 25/20

Categoria do site:

☐ Floresta;

☒ Floresta anã ou Matagal (com menos de 5m de altura)

☐ Outros tipos

Se escolheu outros tipos descreve:

Condições ecológicas e uso da Terra:

☐ Intacto ou Conservado

☒ Degradado

☐ Desflorestado

Topografia (Microrrelevo):

☒ Plano

*Parcela bastante degradada
resultante de atividades
ciclônicas de 2020 acompanhada
de chuva de granizo*

*As espécies mais comuns são a *Cryptos*,
Dorugua e *receptus*.*

☐ Depressão

☐ Dique

Configuração geomorfológico:

☐ Delta de rio

☐ Orla costeira

☐ Bacia ou parte inferior

Descrição do solo:

☐ Solo Orgânico

☒ Solo Mineral - ☐ Areia; ☒ Argila; ☒ Silts

Evidências de perturbação:

Ciclones:

☐ Não evidentes ;

☐ Leves ;

☐ Moderados;

☒ Graves

Colheita de Madeira:

☒ Não evidente,

☐ Baixa (< 30% da área Basal)

☐ média (30 – 70 %),

☐ Alta.

Outros tipos de Colheitas colheita de caranguejo

Doenças ou distúrbio:

☐ Não evidentes ;

☒ Leves ;

☐ Moderados;

☐ Graves

Informação Geral do Site

Nomes da equipe de Pesquisa

Orlando Inacio Salgueiro / Arovaldo Salvador Moraes
Divula Altonjoane - Valdo Camarale

Código do Plote P₃

Localização do Plote Macatangulo - MHA

Data da colheita 21/03/2024

Coordenadas centrais

Lat 26° 8' 13" Long 33° 53' 46" no centro da parcela P_{3P5}

Número de Pontos observados 5

Descrição das fotos _____

Orientação do plote Nordeste x sul

P_{3P4} 26° 8' 13"
32° 53' 46"

Categoria do site:

- ☒ Floresta;
☐ Floresta anã ou Matagal (com menos de 5m de altura)
☐ Outros tipos

Se escolheu outros tipos descreve:

Condições ecológicas e uso da Terra:

- ☐ Intacto ou Conservado
☒ Degradado
☐ Desflorestado

Topografia (Microrrelevo):

☒ Plano

P_{3P1} = Lat. 26° 07' 01" S
32° 54' 09"

P_{3P2} = Lat. 26° 7' 24"
Long: 32° 54' 54"

P_{3P3} 26° 8' 13"
32° 53' 45" 10m

20m
Plano

☐ Depressão

☐ Dique

Configuração geomorfológica:

☐ Delta de rio

☒ Orla costeira

☐ Bacia ou parte inferior

Descrição do solo:

☐ Solo Orgânico

☒ Solo Mineral - ☐ Areia; ☒ Argila; ☒ Silts

Evidências de perturbação:

Ciclones:

☐ Não evidentes ;

☐ Leves ;

☒ Moderados;

☐ Graves

Colheita de Madeira:

☒ Não evidente,

☒ Baixa (< 30% da área Basal)

☐ média (30 - 70 %),

☐ Alta.

Outros tipos de Colheitas colheita de carangujá

Doenças ou distúrbio:

☐ Não evidentes ;

☒ Leves ;

☐ Moderados;

☐ Graves

Cyrtos mangal

o mato abundante ocupa mais de 70% do terreno e a bruguiera queens presente com uma percentagem de cerca de 5%.

há uma camada mais elástica dependente de no m solo das plantas a ser observados com diâmetro até a 10 cm acima tudo o mato presente com um percentual superior a 45%, Cyrtos, ainda

o mato apresenta a opressão a maior mortalidade no mato dos arvoredos mortos