



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS, LETRAS E ARTES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA



**O MANGUEZAL COMO INDICADOR NATURAL DE MUDANÇAS DE PAISAGENS
ENTRE TERRA-MAR: UM ESTUDO NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO
PIRANHAS-AÇU (RN/BRASIL)**

YURI GOMES DE SOUZA

Natal/RN

2022

YURI GOMES DE SOUZA

**O MANGUEZAL COMO INDICADOR NATURAL DE MUDANÇAS DE PAISAGENS
ENTRE TERRA-MAR: UM ESTUDO NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO
PIRANHAS-AÇU (RN/BRASIL)**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, do Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, na Linha de Pesquisa “Dinâmica geoambiental, risco e ordenamento do território”, como requisito para obtenção do título de Mestre em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Diógenes Félix da Silva Costa.
Coorientadora: Prof. Dra. Janaina Barbosa da Silva.

Natal/RN

2022

YURI GOMES DE SOUZA

**O MANGUEZAL COMO INDICADOR NATURAL DE MUDANÇAS DE PAISAGENS
ENTRE TERRA-MAR: UM ESTUDO NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO
PIRANHAS-AÇU (RN/BRASIL)**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, do Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, na Linha de Pesquisa “Dinâmica geoambiental, risco e ordenamento do território”, como requisito para obtenção do título de Mestre em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Diógenes Félix da Silva Costa.
Coorientadora: Profa. Dra. Janaina Barbosa da Silva.

Natal, 03/03/2022.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Diógenes Félix da Silva Costa
Prof. Dr. na Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Orientador (PPGE/UFRN)

Profa. Dra. Janaina Barbosa da Silva
Prof^a. Dra. na Universidade Federal de Campina Grande
Coorientadora (UAG/UFCG)

Prof. Dr. Rodrigo de Freitas Amorim
Prof. Dr. na Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Examinador Interno (PPGE/UFRN)

Profa. Dra. Sueli Ângelo Furlan
Prof^a. Dra. na Universidade de São Paulo
Examinadora Externa (FFLCH-USP)

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN
Sistema de Bibliotecas - SISBI

Catálogo de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial do Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes - CCHLA

Souza, Yuri Gomes de.

O manguezal como indicador natural de mudanças de paisagens entre terra-mar: um estudo no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu (RN/Brasil) / Yuri Gomes de Souza. - 2022.
138f.: il.

Dissertação (mestrado) - Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2022.

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

Coorientador: Prof.^a Dr.^a Janaina Barbosa da Silva.

1. Áreas úmidas costeiras - Dissertação. 2. Geotecnologias - Dissertação. 3. Paisagem semiárida - Dissertação. 4. Serviços ecossistêmicos - Dissertação. I. Costa, Diógenes Félix da Silva. II. Silva, Janaina Barbosa da. III. Título.

RN/UF/BS-CCHLA

CDU 911:502/504(813.2)

APOIO



PPGE | UFRN



À minha família e amigos com inesgotável gratidão!

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Deus, força suprema de infinito amor, refúgio de alento e misericórdia em todos os momentos da minha vida.

Ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN/CCHLA/PPGE), pela oportunidade e apoio institucional disponibilizado para o desenvolvimento da minha pesquisa de mestrado, em especial aos estimados professores e técnicos administrativos; bem como, pelos auxílios financeiros concedidos para a realização de trabalhos de campo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq – Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações), pela concessão da Bolsa de Pesquisa de Mestrado durante os respectivos vinte quatro meses (número do processo: 131250/2020-5).

Aos meus orientadores Prof. Dr. Diógenes Félix da Silva Costa e Profa. Dra. Janaina Barbosa da Silva, por toda credibilidade, dedicação e paciência durante o processo de desenvolvimento da minha dissertação.

Ao Prof. Diógenes Costa, meu amigo, reservo esse espaço para externar minha estima e admiração, bem como minha gratidão pelas inesgotáveis oportunidades, apoio técnico e confiança permanente. Saiba que tens sido uma referência acadêmica e um grande responsável pelo meu desenvolvimento profissional e pessoal.

À Profa. Dra. Janaina Barbosa, minha amiga, minha infindável gratidão pelos seis anos de ensinamentos constantes, pelas oportunidades concedidas e, acima de tudo, pelo cuidado e zelo em minha trajetória acadêmica.

Ao Grupo de Pesquisa de Biogeografia de Ecossistemas Tropicais (TRÓPIKOS), coordenado pelo Prof. Dr. Diógenes Costa, pelo acolhimento, estrutura e suporte incondicional à execução da minha dissertação. Aos meus amigos (as) Denise Saldanha, Carlos Filho e Paulo Jerônimo, meus sinceros agradecimentos por tudo, pelo apoio às atividades de campo, disposição e estudos/debates científicos. À minha amiga Carol Souza, pela grande parceria acadêmica e pelo auxílio nas atividades de campo durante toda a pesquisa. À vocês, minha enorme gratidão!

Aos meus pais, Vitória e França, pela ligação genética e espiritual, pelo exemplo à busca do bem comum, pela educação, dedicação, amor e credibilidade em todos os meus dias de vida. Saibam que o zelo e cuidado juntamente com todo o apoio concedido a mim, foram e permanecem sendo bases determinantes para que eu siga minha caminhada pessoal e profissional.

À minha irmã e amiga, Isa Gomes, pelo constante companheirismo e reciprocidade. Tenha consciência que você encontra-se gravada em meu coração.

À minha namorada, Ana Clara Lopes, pelo berço de afeto, generosidade, cumplicidade, amizade e paciência incondicional, nos últimos 8 anos.

Aos meus colegas de turma do mestrado, pelos ensinamentos, parcerias, amizade e, acima de tudo, pela força recíproca durante todo o período acometido pela pandemia do Coronavírus (COVID-19).

Meus sinceros e singelos agradecimentos a todos, sejam os que contribuíram de forma direta ou indireta, acolhendo, auxiliando e colaborando para o desenvolvimento dessa dissertação de mestrado.

COM ESTIMA E GRATIDÃO AGRADEÇO!

*“Hoje é a semente do amanhã
Não se desespere, nem pare de sonhar
Fé na vida, fé no que virá
Nós podemos tudo, nós podemos mais
Vamos lá fazer o que será”.*
(Gonzaga Júnior).

SOUZA, Y. G. **O manguezal como indicador natural de mudanças de paisagens entre terra-mar: um estudo no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu (RN/Brasil)**. 2022. 138 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2022.

RESUMO

Com ocorrência entre as faixas terra-mar, o ecossistema de manguezal desempenha papéis importantes na absorção e estoque de CO₂, na manutenção da biodiversidade, na filtragem de águas e no controle da erosão costeira. Embora tamanha relevância, esse ecossistema tem sido apontado como um dos mais impactados, especialmente pelos eventos de ordem climática e pelos históricos de ocupação humana na zona costeira. Considerando isso, criou-se uma demanda por pesquisas que ampliem o diálogo voltado a qualidade ambiental do manguezal a partir da identificação, quantificação, fragmentação, densidade, captura de carbono e valoração da sua biodiversidade. Portanto, o objetivo dessa pesquisa foi avaliar a distribuição espacial, os padrões métricos e de densidade do manguezal que integra o Complexo Estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN, assim como o potencial à captura de carbono atmosférico e o valor monetário da sua vegetação de mangue. Como procedimentos metodológicos, seguiu-se os seguintes passos: 1) Levantamento bibliográfico; 2) Identificação das feições do manguezal em 2008 e 2021; 3) Aplicação das métricas de paisagem nos fragmentos de mangue de ambos os anos; 4) Com base nos fragmentos de mangue de 2021, calculou-se os seguintes índices: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Reflectância Fotoquímica (PRI), Índice de Refletância Fotoquímica Melhorado (sPRI - dados do PRI positivos) e o Índice de Vegetação de Fluxo de Carbono (CO₂flux); e 5) Com base nos fragmentos de mangue de 2008 e 2021, foi realizada a estimativa monetária por meio do método de transferência de valor. Como resultados, realizou-se o mapeamento do manguezal, onde se observou que a vegetação ocupava em 2008 3.168,1 ha (39,2%), o apicum 2.514,5 ha (31,1%) e os estuários/canais de maré 2.396,3 ha (29,7%). Em 2021, verificou-se que essa vegetação ocupava 2.838,3 ha (36,7%), o apicum 2.438,1 ha (31,6%) e os estuários/canais de maré 2.444,9 ha (31,7%). Quanto às métricas de paisagem, percebeu-se o aumento na fragmentação, com o acréscimo de 230 novas manchas na última década. Em relação à forma dos fragmentos, grande parte encontraram-se irregulares ou pouco compactos, bem como com indicativo progressivo de efeito de borda com o aumento da relação perímetro-área nas manchas, ao logo do tempo analisado. Sobre a métrica do vizinho mais próximo, notou-se que a média de distância entre os fragmentos em 2008 e 2021 foi de 25 m e 19 m, respectivamente. Em relação à densidade e capacidade fotossintética da vegetação à absorção de CO₂, observou-se que o NDVI indicou a ocorrência de dosséis esparsos, semidensos e densos; o PRI apontou plena atividade fotossintética entre as plantas, embora com maior eficiência entre os dosséis semidensos e densos. Esse resultado foi confirmado com o sPRI e o CO₂flux, visto que quanto maiores foram seus valores, maior seria a capacidade de captação do CO₂ atmosférico. Em termos da valoração dos bosques de mangue, pôde-se estimar que em 2008 o potencial de fornecimento de serviços ficou quantificado em US\$ 793.634.144,79, enquanto que em 2021 decresceu para US\$ 711.015.578,21, em decorrência da diminuição em área dos fragmentos de mangue, o que suscitou na redução total de US\$ 82.618.566,58.

Palavras-chave: Áreas úmidas costeiras, geotecnologias, paisagem semiárida, serviços ecossistêmicos.

SOUZA, Y. G. **The mangrove as a natural indicator of landscape changes between land and sea: a study in the estuarine complex of the Piranhas-Açu River (RN/Brazil)**. 2022. 138 page. Dissertation (Master's) – Postgraduate Program in Geography, Federal University of Rio Grande do Norte, Natal, 2022.

ABSTRACT

Occurring between land-sea strips, the mangrove ecosystem plays important roles in the absorption and storage of CO₂, in the maintenance of biodiversity, in water filtration and in the control of coastal erosion. Despite such relevance, this ecosystem has been identified as one of the most impacted, especially by climatic events and by the history of human occupation in the coastal zone. Considering this, a demand was created for research that expands the dialogue focused on the environmental quality of the mangrove from the identification, quantification, fragmentation, density, carbon capture and valuation of its biodiversity. Therefore, the objective of this research was to evaluate the spatial distribution, metric and density patterns of the mangrove that integrates the Estuarine Complex of the Piranhas-Açu River/RN, as well as the potential for atmospheric carbon capture and the monetary value of its mangrove vegetation. As methodological procedures, the following steps were followed: 1) Bibliographic survey; 2) Identification of mangrove features in 2008 and 2021; 3) Application of landscape metrics in the mangrove fragments of both years; 4) Based on the 2021 mangrove fragments, the following indices were calculated: Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Photochemical Reflectance Index (PRI), Improved Photochemical Reflectance Index (sPRI - positive PRI data) and the Carbon Flux Vegetation Index (CO₂flux); and 5) Based on the 2008 and 2021 mangrove fragments, the monetary estimate was performed using the value transfer method. As a result, the mangrove mapping was carried out, where it was observed that in 2008 the vegetation occupied 3,168.1 ha (39.2%), the apicum 2,514.5 ha (31.1%) and the estuaries/tidal channels 2,396.3 ha (29.7%). In 2021, it was found that this vegetation occupied 2,838.3 ha (36.7%), the apicum 2,438.1 ha (31.6%) and the estuaries/tidal channels 2,444.9 ha (31.7%). As for landscape metrics, an increase in fragmentation was noticed, with the addition of 230 new patches in the last decade. Regarding the shape of the fragments, most were found to be irregular or not very compact, as well as a progressive indication of the edge effect with the increase of the perimeter-area ratio in the spots, over the time analyzed. Regarding the nearest neighbor metric, it was noted that the average distance between the fragments in 2008 and 2021 was 25 m and 19 m, respectively. Regarding the density and photosynthetic capacity of the vegetation to absorb CO₂, it was observed that the NDVI indicated the occurrence of sparse, semi-dense and dense canopies; PRI showed full photosynthetic activity among plants, although with greater efficiency between semi-dense and dense canopies. This result was confirmed with the sPRI and the CO₂flux, since the higher their values, the greater the ability to capture atmospheric CO₂. In terms of the valuation of mangrove forests, it can be estimated that in 2008 the potential for providing services was quantified at US\$ 793,634,144.79, while in 2021 it decreased to US\$ 711,015,578.21, as a result of the decrease in area of mangrove fragments, which led to a total reduction of US\$ 82,618,566.58.

Keywords: Coastal wetlands, geotechnologies, semi-arid landscape, ecosystem services.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação do modelo mancha-corredor-matriz na área de estudo.....	24
Figura 2: Representação de medidas da estrutura da paisagem.	26
Figura 3: Relação entre ecossistemas fronteiros e interconectados.	28
Figura 4: Representação da dinâmica de um sistema estuarino.	32
Figura 5: Nível hierárquico para a classificação dos SE com base na CICES.	43
Figura 6: Modelo cascata para avaliação dos serviços ecossistêmicos.....	45
Figura 7: Localização do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu, RN, Brasil.	48
Figura 8: Normais climatológicas mensais (1982-2012) do município de Macau.....	49
Figura 9: Precipitação média e temperatura média dos últimos doze anos do município de Macau/RN.	50
Figura 10: Dados das tábuas de maré da foz do Rio Piranhas-Açu (porto de Macau/RN).....	52
Figura 11: Unidades litológicas do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN	54
Figura 12: Hipsometria do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.....	56
Figura 13: Planície flúvio-marinha do sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu (RN).....	57
Figura 14: Distribuição das espécies de <i>Rhizophora mangle</i> e <i>Avicennia schaueriana</i> no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu.	59
Figura 15: Fluxograma dos procedimentos metodológicos de execução da pesquisa.....	60
Figura 16: Representação dos procedimentos realizados em campo.....	72
Figura 17: Representação das classes mapeadas de apicum, estuários/canais de maré e vegetação de mangue.	73
Figura 18: Espacialização dos ecótipos de manguezal no sistema do Rio Piranhas-Açu (2008).	76
Figura 19: Espacialização dos ecótipos de manguezal no sistema do Rio Piranhas-Açu (2021).	77
Figura 20: Comparação da cobertura do manguezal (2008 e 2021).	78
Figura 21: Áreas de vegetação de mangue em colonização e regeneração natural.	79
Figura 22: Métrica de Área/Tamanho nos fragmentos de mangue.....	86
Figura 23: Espacialização da métrica de Área/Tamanho nos fragmentos (2008).	87
Figura 24: Espacialização da métrica de Área/Tamanho nos fragmentos (2021).	88
Figura 25: Espacialização do Índice Médio de Forma nos fragmentos de mangue (2008). ...	92
Figura 26: Espacialização do Índice Médio de Forma nos fragmentos de mangue (2021). ...	93
Figura 27: Resultados da relação entre Área e o índice MPAR (2008).	94
Figura 28: Resultados da relação entre Área e o índice MPAR (2021).	94

Figura 29: Espacialização da métrica de distância do vizinho mais próximo (2008).	96
Figura 30: Espacialização da métrica de distância do vizinho mais próximo (2021).	97
Figura 31: Estimativa da densidade da cobertura vegetal de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.	102
Figura 32: Estimativa da eficiência fotossintética da vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.....	104
Figura 33: Estimativa do fluxo de CO ₂ pela vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.	107
Figura 34: Espacialização do ESV no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN para o ano de 2008.	116
Figura 35: Espacialização do ESV no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN para o ano de 2021.	117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estimativas globais de cobertura de manguezal.	33
Tabela 2: Municípios inseridos no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.	48
Tabela 3: Acurácia correspondente ao desempenho do Índice Kappa.....	65
Tabela 4: Valores de NDVI com base na densidade do bosque de mangue.	68
Tabela 5: Quantificação dos ecótopos de manguezal em 2008 e 2021.....	74
Tabela 6: Matriz de confusão para a análise da acurácia da classificação temática.	82
Tabela 7: Acurácia correspondente ao desempenho do Índice Kappa na área de estudo.	83
Tabela 8: Distribuição dos valores referente as métricas dos fragmentos de mangue.....	84
Tabela 9: Resultado da métrica de Área/Tamanho nos fragmentos de mangue (2008 e 2021).	85
Tabela 10: Resultado da métrica de Borda e do nos fragmentos de mangue (2008 e 2021). .	89
Tabela 11: Resultado do Índice Médio de Forma nos fragmentos de mangue (2008 e 2021).90	
Tabela 12: Resultado da Razão Média do Perímetro pela Área nos fragmentos de mangue (2008 e 2021).....	91
Tabela 13: Resultado da métrica do vizinho mais próximo nos fragmentos de mangue.	95
Tabela 14: Distribuição dos valores do NDVI nos bosques de mangue (2021).....	101
Tabela 15: Distribuição dos valores do PRI nos bosques de mangue (2021).	103
Tabela 16: Distribuição dos valores do sPRI nos bosques de mangue (2021).....	106
Tabela 17: Distribuição dos valores do CO ₂ flux nos bosques de mangue (2021).....	106
Tabela 18: Estimativa dos serviços ecossistêmicos para 2021 e seus respectivos valores	

monetários globais para a função dos bosques de mangue.	111
Tabela 19: Resultados dos valores de ESV em milhões de US\$ para os anos de 2008 e 2021 no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.	112
Tabela 20: Distribuição dos valores de ESV a partir dos fragmentos de mangue para os anos de 2008 e 2021 no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.	114

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Distribuição de arbóreas de mangue presentes no Nordeste do Brasil.	34
Quadro 2: Identificação das espécies de mangue no sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu.	58
Quadro 3: Principais bases teóricas utilizadas de acordo com sua área de concentração.	61
Quadro 4: Descrição das imagens de satélite utilizadas no mapeamento espaço-temporal. ..	63
Quadro 5: Chave de interpretação do ecossistema manguezal no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu (RN).....	64
Quadro 6: Métricas de Paisagem utilizadas para análise dos fragmentos de mangue.....	66
Quadro 7: Representação das classes de mangue esparso, semidenso e denso em campo...	100

LISTA DE SIGLAS

ANA: Agência Nacional das Águas
APP: Área de Preservação Permanente
CBERS: Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres
CICES: Classificação Internacional Comum de Serviços de Ecossistemas
CO₂FLUX: Índice de Vegeação de Fluxo de Carbono
EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ESV: Valor de Serviço Ecossistêmico
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
NDVI: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
PRI: Índice de Reflectância Fotoquímica
SIG: Sistemas de Informações Geográficos
SE: Serviços Ecossistêmicos
sPRI: Índice de Refletância Fotoquímica Melhorado
SR: Sensoriamento Remoto
USGS: Serviço Geológico dos Estados Unidos
UTM: Universal Transversa de Mercator

ZCIT: Zona de Convergência Intertropical

LISTA DE SÍMBOLOS

CO₂: Dióxido de Carbono

NaCl: Cloreto de Sódio

ha⁻¹ano⁻¹: Hectare por ano

g. L⁻¹: Grama por litro

Pg: Petagrama (10¹⁵ gramas)

Km²: Quilômetro quadrado

m: Metro

mm: Milímetro

%: Por cento

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	16
1. CAPÍTULO I: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
1.1. O ESTUDO DA PAISAGEM NA CIÊNCIA GEOGRÁFICA	19
1.2. ESTRUTURA, ANÁLISE E MÉTRICAS DE PAISAGEM	22
1.3. DO ECOSISTEMA AO ECÓTOPO DE MANGUEZAL	27
1.4. ECOSISTEMA DE MANGUEZAL	30
1.5. SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO À PESQUISA DE MANGUEZAL	37
1.6. SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	40
1.6.1. Classificação e avaliação dos Serviços Ecosistêmicos	43
1.6.2. A Valoração aplicada aos Serviços Ecosistêmicos.....	45
2. CAPÍTULO II: APRESENTAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	48
3. CAPÍTULO III: METODOLOGIA	60
3.1. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	60
3.1.1. Revisão bibliográfica.....	60
3.1.2. Mapeamento do manguezal em 2008 e 2021.....	62
3.1.3. Métrica de paisagem aplicada aos fragmentos de mangue.....	66
3.1.4. Densidade de cobertura do mangue e o fluxo de CO ₂	67
3.1.5. Valoração ambiental do manguezal	70
3.1.6. Trabalho de campo.....	71
4. CAPÍTULO IV: RESULTADOS E DISCUSSÕES	73
4.1. MONITORAMENTO DE ECÓTOPOS DE MANGUEZAL: UMA ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL NO SISTEMA ESTUARINO DO RIO PIRANHAS-AÇU, NORDESTE DO BRASIL	73
4.1.1. Validação do mapeamento temático	82
4.2. MÉTRICAS DE PAISAGEM COMO FERRAMENTA APLICADA À ANÁLISE DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DE MANGUE NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO PIRANHAS-AÇU (RN/BRASIL)	84
4.3. ESTIMATIVA DA DENSIDADE DE COBERTURA DOS BOSQUES DE MANGUE E SUAS REPERCUSSÕES NA CAPTURA DE CARBONO ATMOSFÉRICO: UMA PESQUISA NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO PIRANHAS-AÇU (RN/BRASIL)	100
4.4. VALORAÇÃO ECOSISTÊMICA DE BOSQUES DE MANGUE: UMA ESTIMATIVA EM UM MANGUEZAL SEMIÁRIDO DO BRASIL (RIO PIRANHAS-AÇU/RN)	110
CONSIDERAÇÕES FINAIS	121
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	124

INTRODUÇÃO

A demanda por recursos naturais tem rompido o limiar da capacidade de resiliência de diversos sistemas terrestres e marinhos, os quais são responsáveis pela provisão e regulação de inúmeros serviços ecossistêmicos essenciais à vida humana. Mudanças climáticas, elevação no nível do mar, secas prolongadas, erosão costeira, urbanização, aquicultura, entre outros distúrbios, têm sido os grandes responsáveis pelas alterações e fragmentações nas paisagens, especialmente nos trechos costeiros, onde estimativas apontam que cerca de 44% das áreas úmidas mundiais, dentre às quais encontram-se os manguezais, podem ser perdidas entre os anos de 2000 a 2080 (MCFADDEN *et al.*, 2007; FRIESS *et al.*, 2019; BRYAN-BROWN *et al.*, 2020; SAINTILAN *et al.*, 2020).

Distribuídos entre os ambientes transicionais estuarinos das regiões tropicais e subtropicais de todo o globo, os manguezais possuem uma estrutura ecológica complexa. Esta é composta por um conjunto de assembleias faunísticas associadas e um mosaico vegetacional lenhoso verdejante, definido como mangue, os quais são adaptados aos limites de salinidade e aos substratos saturados e de baixa oxigenação, onde frequentemente são inundados pelos regimes de marés (DUKE, 2011; FRIESS *et al.*, 2019).

O mangue é responsável pela manutenção de diversas cadeias ecológicas do manguezal, atuando principalmente na ciclagem de nutrientes, na filtragem de águas e no controle contra erosão costeira. Além disso, tem se destacado na absorção e estoque de toneladas de CO₂ em todo o planeta, cuja função repercute necessariamente na atenuação das mudanças climáticas. Estima-se que 11,7 Pg de carbono esteja depositado no ecossistema manguezal em escala global, sendo 1,6 Pg em sua biomassa acima do solo e 10,1 Pg, em seu substrato (LEE *et al.*, 2014; KAUFFMAN *et al.*, 2020).

Podendo ser considerado como indicador biológico para as modificações nesses trechos dinâmicos, em função da rápida resposta das suas espécies a qualquer alteração no ambiente, o mangue tem sua estrutura e distribuição correlacionada com a morfologia costeira, as flutuações no regime de marés, salinidade, recarga fluvial, condições climáticas e de precipitação, bem como aos possíveis tensores induzidos por humanos (DUKE *et al.*, 1998; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2016; LACERDA *et al.*, 2021).

Embora preste serviços de alta relevância para espécie humana, o manguezal tem sido apontado como um ecossistema amplamente afetado na faixa intertropical, seja pelos eventos de ordem climática seja pelos históricos de exploração econômica em seus trechos e adjacências (DUKE *et al.*, 2007; POLIDORO *et al.*, 2010). Estudos conduzidos por Adame *et al.* (2021)

atestam que a subtração de mangue em decorrência de fenômenos como erosão costeira, oscilação do nível do mar, alteração no regime hidrológico, bem como conversão para uso humano, podem ser responsáveis por níveis de emissões de até 3,4 Pg de CO₂ até 2100.

As características inerentes a essas florestas são atributos essenciais capazes de fornecer informações valiosas sobre a dinâmica ambiental desse ecossistema, onde alterações em sua distribuição espacial (adição ou subtração) pode reverberar em disponibilidade de recursos da ecologia local e da produção pesqueira (TRAN; FISCHER, 2017). Por isso, o mangue tem sido alvo de diversas discussões e estimativas acerca dos seus remanescentes em escala global, onde pesquisadores e entidades governamentais têm avaliado sua ocupação frente aos conflitos de cunho climático e humano (SPALDING; KAINUMA; COLLINS, 2010; HAMILTON; CASEY, 2016; BUNTING *et al.*, 2018).

Uma das alternativas para essa demanda tem sido os recursos de geotecnologias (Sensoriamento remoto, Sistemas de Informações Geográficas - SIG, Sistemas de Navegação Global por Satélite etc.), que possuem capacidade de detectar as transformações nas paisagens em escalas multitemporais (KUENZER *et al.*, 2011). A utilização de imagens de satélite associadas ao aparato de índices de vegetação e de métricas de paisagem, torna a análise do manguezal robusta e necessária, uma vez que muitas das bases de dados construídas podem ser convertidas em informação espacial relevante para a gestão e conservação de suas áreas (ALATORRE *et al.*, 2016; BRYAN-BROWN *et al.*, 2020).

Além disso, os debates sobre a valoração ecossistêmica com o objetivo de conservação da vegetação de mangue oferecem oportunidades para projetar e desenvolver alternativas de tomada de decisão nesses setores. Os estudos desenvolvidos por Costanza *et al.* (1997; 2014; 2017) e De Groot *et al.* (2012), têm representado uma base sólida para estimar os ativos ecossistêmicos ofertados pelo mangue às populações humanas e à manutenção dos sistemas naturais.

Considerando o histórico de ocupação humana na zona costeira do Brasil e os índices de degradação de áreas de manguezais, os dados apontam um aumento de cerca de 25% em escala nacional nos últimos 20 anos. Portanto, o risco e o comprometimento da integridade futura desses ecossistemas podem sequenciar inúmeros efeitos danosos ao fornecimento de serviços ecossistêmicos, tais como na provisão de alimentos, no controle contra erosão costeira, captura de carbono atmosférico, bem como nas potenciais atividades turísticas (ICMBIO, 2018; OTTONI *et al.*, 2021).

Na costa semiárida do Rio Grande do Norte, o particular mosaico de paisagens

hipersalinas vem sendo marcado pela intensa ocupação humana. No sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu em especial, o aumento de atividades como a carcinicultura e as salinas solares têm suscitado transformações importantes na paisagem. Também se destacam eventos de flutuações do nível do mar e as secas prolongadas, suscitando necessidades urgentes de pesquisas nesse setor (COSTA *et al.*, 2015; SALDANHA, 2020; ARAÚJO *et al.*, 2021).

Considerando esse panorama, cria-se uma demanda por pesquisas que ampliem o diálogo voltado a qualidade ambiental do manguezal a partir da identificação, quantificação, fragmentação, densidade, captura de carbono e valoração da sua vegetação de mangue. Acredita-se que os possíveis tensores naturais (ex. estiagem e hipersalinidade dos estuários) e/ou humanos (ex. salinicultura ou carcinicultura) são forçantes que determinam a dinâmica de crescimento e/ou redução do mangue, bem como a fragmentação, densidade e a capacidade de fixação do CO₂ por parte dos seus bosques.

Partindo-se da premissa de que a distribuição do mangue pode ser influenciada por diversos fatores ambientais assim como pelas vastas formas de uso da terra na área estudada, parte-se do questionamento: o mangue aumentou ou diminuiu no intervalo de 2008 e 2021, no Complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN? Existe fragmentação em seus bosques? Qual a densidade de cobertura do mangue? Houve um potencial à captura de carbono nos fragmentos?.

A presente pesquisa se justifica, sobretudo, pela necessidade em identificar a distribuição no espaço-tempo dos bosques de mangue na área de estudo, frente aos seus padrões métricos e densidade; bem como, pelo objetivo de indicar o potencial monetário dos bosques de mangue à prestação de serviços ecossistêmicos, dando visibilidade e maximizando a importância do ecossistema de manguezal. Portanto, a natureza dessa pesquisa busca representar, eminentemente, um importante instrumento de gestão e planejamento para a gestão costeira do litoral semiárido do Brasil, que ainda carece de pesquisas.

Dessa forma, essa dissertação tem como objetivo geral: avaliar a distribuição espacial, os padrões métricos e de densidade do manguezal que integra o Complexo Estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN, assim como o potencial à captura de carbono atmosférico e o valor monetário da sua vegetação de mangue.

Como objetivos específicos, a pesquisa se propôs a: 1) identificar as feições do manguezal em 2008 e 2021; 2) analisar os fragmentos de mangue a partir de métricas de paisagem; 3) caracterizar a densidade de cobertura do mangue e sua capacidade à captura de carbono atmosférico; e 4) realizar uma valoração ambiental da floresta de mangue.

1. CAPÍTULO I: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1.1. O ESTUDO DA PAISAGEM NA CIÊNCIA GEOGRÁFICA

A categoria de análise geográfica abordada para auxiliar a então pesquisa foi a paisagem, apresentando todo o seu aspecto polissêmico como uma forma de explicar a distribuição espacial do ecossistema de manguezal no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

Permite-se partir do pressuposto de que o estudo da paisagem deve possibilita constituir uma essência e o eixo estruturador de qualquer tema de investigação geográfica, conforme sugere Conti (2014). Trabalhar com a paisagem significa contemplar um paradigma de complexidade e de diversidade que transcende disciplinas e multidisciplinaridades desde tempos pretéritos a atuais. É nesse campo híbrido que a definição do que se é conhecido como análise integrada da paisagem surge, objetivando compreender os fenômenos espaciais frente às características estruturais, funcionais, evolutivo-dinâmicas, histórico-sociais e integrativas da superfície terrestre (RODRÍGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2017).

O termo paisagem, por ser um conceito fundante na ciência geográfica, permeia por diversas discussões em seu escopo ao longo do tempo. Com as singulares visões e contribuições holísticas de Alexander von Humboldt (1769-1859), iniciam-se os estudos mais sistemáticos que sustentariam a interpretação, compreensão e representação sensível do que se entenderia por paisagem. Para este geógrafo da antiga Prússia (parte da atual Alemanha), a paisagem poderia ser apreendida como uma construção dinâmica e ininterrupta de elementos naturais e sociais, de modo que a sua cadeia de causa e efeito não poderia ser considerada de forma inerte, isolada e/ou independente da totalidade (MAXIMIANO, 2004; VITTE; SILVEIRA, 2010).

Humboldt, responsável pela criação da Geografia Física Moderna, habilitou, mediante a mensuração e a observação, o entendimento acerca da formação, transformação e dinâmica das paisagens, na medida em que considerou o clima e suas marcas nos estratos vegetais. Ao explicitar a conexão estrutural dos elementos componentes como a base analítica da paisagem, Humboldt cunhou o empirismo e a teoria como deveres centrais para a conversão da visão humana em ciência (VITTE; SILVEIRA, 2010; VITTE, 2011).

Em se tratando de conceito, a paisagem pode ser entendida nesse trabalho como um conjunto inter-relacionado de formações naturais e antropogênicas que tem por configuração uma estrutura funcional, dinâmica e evolutiva, conforme apresentam Rodríguez, Silva e Cavalcanti (2017). Ainda segundo esses autores, é o caráter sistêmico e complexo da formação da paisagem que determina a integridade da sua unidade, essencialmente alimentada pelos processos intercambiáveis e constantes de fluxos de matéria, energia e informação.

Contemporaneamente, a contribuição de Cavalcanti (2018) é primordial nesse sentido, uma vez que o mesmo vem definir a paisagem como uma unidade geocológica resultante da interação complexa de elementos e processos naturais e socioculturais. Por isso, enquanto dimensão estabelecida na superfície terrestre, a paisagem, segundo o autor, assume definitivamente uma construção permanente diante da dinâmica interna e externa do planeta.

Em termos de análise das paisagens, uma importante colaboração foi estabelecida pela Teoria Geral dos Sistemas (TGS), publicada em 1950 pelo biólogo Ludwig Von Bertalanffy, que se propôs a explicar os fenômenos de forma integrada a partir da interconectividade holística dos componentes da natureza mediante a ideia de totalidade, considerando que o todo seria sempre maior do que a soma das suas partes. Esse fundamento buscou compreender as relações de interdependência entre os sistemas e subsistemas presentes nas diferentes paisagens, aonde se estabelecem os processos de entrada (*inputs*) e saída (*outputs*) de matéria e energia (CHRISTOFOLETTI, 1999; NEVES *et al.*, 2014).

Por sua vez, os sistemas ambientais são compostos pelas mais variadas hierarquias (atmosfera, hidrosfera, litosfera, biosfera) e por isso tendem a ser os principais responsáveis pela dinâmica física, química e biológica da superfície terrestre. Como a investigação da transformação da paisagem deve conduzir-se como uma unidade de espaço e tempo, estudos integrados são cada vez mais necessários para a interpretação dos fenômenos e seus desdobramentos em face da configuração da superfície geográfica, a qual pode ser analisada desde escalas locais a globais (RODRÍGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2017).

Em se tratando do estudo da paisagem, agora sob a tutela dos conhecimentos da ecologia, contribuições profundas ocorreram para que Carl Troll, ao final da década de 1930, propusesse a Ecologia da Paisagem, que em meados de 1970 tem sua nomenclatura atribuída ao termo Geocologia. Isso por que, vislumbrando a necessidade de integrar as correntes geográfica (espacial-horizontal) e ecológica (funcional-vertical), e estudando a paisagem a partir de múltiplas escalas, Troll buscou a definição para esse termo como “o estudo das principais relações entre as comunidades de vida e seu ambiente em uma determinada seção de uma paisagem” (TROLL, 1997; WU, 2012).

A estreita relação entre Geografia e Ecologia, especialmente no que tange à análise da paisagem, tem sido uma das grandes alternativas aplicadas aos objetivos de entender a estrutura, funcionamento, transformação e conservação das paisagens. A Ecologia de Paisagem, por sua vez, tem potencializado os estudos da interação entre os padrões espaciais (fragmentos) e os processos ecológicos existentes em diversos níveis organizacionais da paisagem, especialmente

a partir da heterogeneidade dos mosaicos e da complexa rede de causa-efeito entre as inúmeras formações vivas e não vivas (FORMAN; GODRON, 1986; TURNER; GARDNER, 2015).

Essa noção integradora traz importantes contribuições ao entendimento da estrutura e funcionamento dos ecossistemas no contexto das paisagens. Este argumento tem como base o aporte da visão geoecológica, que atua com o objetivo de instrumentalizar a compreensão do meio natural e seus processos ecológicos diante dos conflitos humanos, auxiliando não só a interpretação da configuração dos elementos constituintes das paisagens, mas também a sua sustentabilidade (WU, 2012; RODRÍGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2017).

É exatamente esse fundamento teórico da Ecologia e da Teoria Geral do Sistemas, respaldadas pelas contribuições de Haeckel (1866), Tansley (1935) e Carl Troll (1939), que se construiu uma das bases para a definição da proposta de Geossistema de Sochava (BOLÓS; 1992).

O conceito de Geossistema, proposto pelo russo Victor Borisovich Sochava em meados de 1960, vem determinar uma relevante alternativa teórico-metodológica para os estudos geográficos a partir da noção de estrutura, funcionamento, dinâmica e evolução das paisagens. Este, enquanto espelho da paisagem, pode ser definido como um sistema geográfico natural homogêneo de delimitação territorial que engloba um conjunto de interconexões sistêmicas entre componentes físico-naturais e sociais. Em termos da sua escala espacial, esse pode ser entendido desde alguns quilômetros quadrados a algumas centenas de quilômetros quadrados (RODRÍGUEZ; SILVA; VICENS, 2015).

Embora essa concepção tenha constituído uma atualização cognitiva na avaliação e no determinado grau de modificação das paisagens, ela foi problematizada e potencializada por estudos desenvolvidos pelo francês George Bertrand. Dessa forma, no entanto, ambos os pensamentos carregam a lógica de que a paisagem apresenta fisionomias dinâmicas no espaço-tempo e que se constitui em uma verdadeira realidade integrada (BOLÓS; 1992; BERTRAND, 2004).

Bertrand (2004), ao aprimorar esse conceito, enfatiza que a paisagem não pode ser entendida como apenas uma simples adição de elementos disparatados, mas, sim, como uma entidade espacial instável fundamentada pela combinação dinâmica de elementos físicos, biológicos e antrópicos que, interagindo reciprocamente, configura no conjunto único e indissociável em contínua evolução. Concernente a isso, dentro da proposta de uma Geografia Física Global, este autor propõe uma categorização da paisagem sob uma investigação integrada entre o potencial ecológico (geomorfologia, clima, hidrologia), a exploração biológica (solo,

vegetação, fauna) e a ação antrópica (atividade econômica).

Dessa forma, da mesma maneira como a Geografia Física, por meio desse panorama sistêmico-estrutural, validou-se como uma importante ciência na explicação dos produtos espaciais na dinâmica das paisagens, a Ecologia também permitiu o reconhecimento dos processos que compõem a biodiversidade, trazendo consigo a noção de como compatibilizar os processos produtivos com a conservação da natureza (NEVES *et al.*, 2014).

Considerando que a paisagem da área de estudo se organiza a partir de um mosaico de unidades, o olhar da paisagem significa importante base para a análise da dinâmica do ecossistema de manguezal que integra o sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

1.2. ESTRUTURA, ANÁLISE E MÉTRICAS DE PAISAGEM

Os preceitos da Ecologia da Paisagem permitem, antes de tudo, a compreensão da heterogeneidade da superfície terrestre, de modo que seja possível entender desde as características dos seus elementos espaciais até suas repercussões quando submetidas às interações geocológicas (CUSHMAN; EVANS; MCGARIGAL, 2010). Para esses autores, essa dinâmica configura uma miscelância estrutural da paisagem e as mudanças espaço-temporais que esta possa vir a ser submetida, em virtude dos distúrbios e dos processos naturais de sucessão.

Para McGarigal e Marks (1995), a ecologia da paisagem se concentra em três características principais sobre a análise da paisagem. A primeira seria a estrutura ou mosaico, que consiste na distribuição espacial dos distintos ecossistemas ou unidades espaciais; a segunda, é definida como função, que apresenta as interações geocológicas entre os elementos espaciais, isto é, as trocas mútuas entre os ecossistemas; a última seria a mudança, ou seja, as eventuais alterações na estrutura e função do mosaico geocológico ocorridas ao longo do tempo, permitindo sempre uma nova configuração à paisagem.

A estrutura, enquanto mosaico da paisagem, possui unidades espacialmente definidas, e por isso são passíveis de análise e representação geoespacial. Ela apresenta grande influência nos fluxos de energia, matéria e informação, os quais são formados e alterados constantemente pelos elementos bióticos, abióticos e humanos, organizando-se por meio da distribuição e configuração de objetos espaciais, que muitas das vezes são representados em forma de fragmentos ou manchas (“*patches*”) (FORMAN, 1995; RODRIGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2017).

Essa estrutura se concebe a partir de combinações específicas que assumem feições de

diferentes compartimentos, os quais se distribuem de forma regular e irregular na heterogeneidade do mosaico da paisagem. É essa estrutura que representa a configuração específica dos elementos terrestres, no que se refere a quantidade, tamanho, forma e distância entre si (LANG; BLASCHKE, 2009; RODRIGUEZ; SILVA; CAVALCANTI, 2017).

Nesse âmbito, os arranjos ou padrões estruturais são fatores que influenciam fortemente a dinâmica e a formação das paisagens, as quais podem ser encontradas mediante a representação de um modelo amplamente conhecido de estrutura de paisagem: manchas, corredores e matriz (“*patch-corridor-matrix*”). Como referência para os estudos de análise da paisagem, essa proposta começou a emergir na América do Norte no final dos anos 1970, depois de ter sido considerado como uma alternativa analítica para a interpretação da estrutura da paisagem. Esse modelo foi amplamente influenciado e inspirado pelo então modelo biogeográfico de ilhas, proposto por Robert MacArthur e Edward Wilson, em meados de 1967 (FORMAN; GODRON, 1986; FORMAN, 1995; WU, 2012).

A noção básica do referido modelo é de que as paisagens são constituídas por mosaicos que acoplam manchas (fragmentos que se diferenciam das unidades adjacentes e intragem entre si, apresentando tamanho, forma, tipo, heterogeneidade e características de borda); corredores (extensão linear que interliga e conecta mais de um fragmento, estabelecendo na paisagem um fator de conectividade e função de configuração em rede); e matriz (superfície ou unidade dominante do mosaico, ou seja, onde os diferentes elementos estão acoplados) (Figura 1). Esse modelo permite a análise e comparação dos padrões que constituem a estrutura da paisagem nas suas mais variadas escalas (FORMAN, 1995; WU, 2012).

Figura 1: Representação do modelo mancha-corredor-matriz na área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor. Foto: Daniel Dantas Moreira Gomes (2020).

Em se tratando da distribuição de fragmentos florestais, por exemplo, esses servem a muitos dos papéis ecológicos de uma paisagem, além de fornecer benefícios à sua sustentabilidade. As grandes manchas vegetais representam a formação compacta e eficaz na conservação dos recursos internos do ecossistema, já as pequenas, embora sejam mais susceptíveis à efeitos externos ou “efeitos de borda”, podendo ser oriundos de agentes naturais ou antrópicos, servem como “trampolins” para recolonização de novos fragmentos e possíveis corredores de fluxo genético (FORMAN, 1995).

A compreensão do padrão, dinâmica, forma e arranjo das paisagens estão intrinsecamente associados ao aporte de indicadores e das métricas de paisagem. Essas medidas, como parte dos dados geospaciais que traduzem a estrutura da paisagem, fornecem informações imprescindíveis acerca da sua configuração e mudança ao longo do tempo, inclusive sendo úteis para o ordenamento do território e o monitoramento ambiental (UUEMAA *et al.*, 2013).

Algumas métricas de paisagem, como algoritmos que quantificam e geram características específicas da superfície terrestre, têm sido amplamente utilizadas para subsidiar o cálculo, análise e comparação dos cenários pretéritos e prováveis da configuração e heterogeneidade dos fragmentos dispostos nas paisagens (MCGARIGAL, 2014; TURNER; GARDNER, 2015).

Como subsídios tecnológicos os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e os produtos de Sensoriamento Remoto (SR) têm fornecido importantes alternativas metodológicas ao campo da ecologia da paisagem nos últimos 40 anos. Com atuação na instrumentalização e manipulação de dados geoespaciais, essas tecnologias permitem a detecção, modelagem, descrição, avaliação, planejamento e gestão das paisagens, cuja representação pode ser de diversas formas, inclusive, em formas de mapas (LANG; BLASCHKE, 2009).

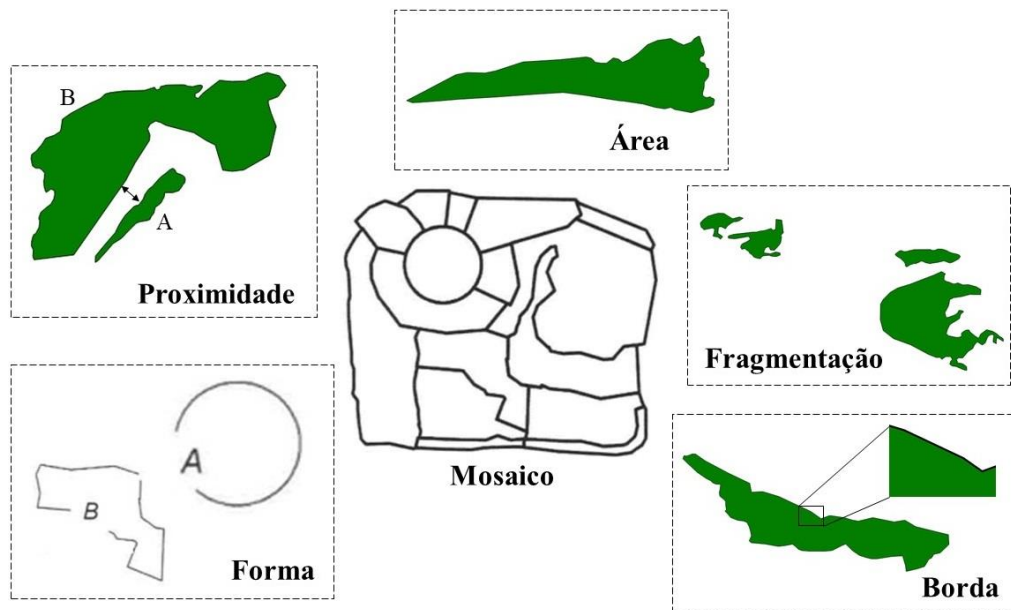
Essa análise pode ser expressa a partir de uma cartografia de paisagens, enquanto uma base analítica e aplicada de suporte à identificação, espacialização e classificação dos elementos que caracterizam a superfície. Com a representação em feições geocológicas (unidades de paisagem), a estrutura da paisagem pode assumir definitivamente um mosaico de fisionomias heterogêneas (CAVALCANTI, 2018).

A partir dessa base é possível verificar alguns aspectos da estrutura e função dos ecossistemas, como por exemplo: quanto de ocupação existe? Quais são as formas dos fragmentos e como eles se organizam? Existe conectividade entre si? Qual a distância entre as manchas? Algumas métricas buscam responder a tais questionamentos, considerando para cada uma delas uma dimensão escalar de análise (TURNER; GARDNER, 2015).

No caso das métricas de “nível de manchas”, estas podem ser indicadas para fragmentos individuais que caracterizam prioritariamente o caráter espacial da vizinhança ecológica. Quanto as de “nível de classe”, é possível verificar a integração de todas as manchas de um determinado tipo de classe. Já as métricas no “nível de paisagem”, são vinculados todos os fragmentos e classes em toda a extensão da superfície espacial (MCGARIGAL, 2014).

Dentro da seara dessa pesquisa, as métricas consideradas possuem as especificidades quanto ao nível de classe e mancha. Nesse sentido, permite-se descrevê-las com base nos fundamentos de McGarigal e Marks (1995), Forman (1995), Lang e Blaschke (2009) e McGarigal (2014), as quais podem ser representadas na Figura 2.

Figura 2: Representação de medidas da estrutura da paisagem.



Fonte: Adaptado de Lang e Blaschke (2009).

A métrica relativa a Área, determina a composição de um fragmento, sendo a Área Total formada pela soma de todas as manchas de uma dada classe. Com essa quantificação, é possível verificar o número total de fragmentos, o tamanho médio e a sua maior e menor ocupação na paisagem.

Quanto à Borda, é possível realizar o cálculo do perímetro verificando os contornos e irregularidades que podem estar associados à presumíveis efeitos de borda na dinâmica entre os fragmentos ecossistêmicos. Por sua vez, a forma é consequência das influências que margeiam o fragmento, uma vez que sua resposta ideal estaria associado à “forma de um círculo”, e, à medida em que sua forma se distancia da configuração de um circunferência, este fragmento é tendenciosamente interpretado como deformado (aumento da complexidade do fragmento), isto é, indica os efeitos de borda ou distúrbios inerentes à dada área.

Por fim, proximidade ou vizinhança, que está relacionado ao “Vizinho Mais Próximo”, verifica a distância máxima e mínima entre os fragmentos e seus possíveis isolamentos na vizinhança, considerando a distância euclidiana. Como resposta dessa métrica, é possível verificar o grau de fragmentação do mosaico estabelecido entre as manchas e o quanto estas possuem conectividade entre si. Segundo Lang e Blaschke (2009), embora a distância euclidiana permita a investigação da conectividade entre ecossistemas, a verificação da “distância efetiva” depende de “custos específicos” analisados para cada realidade ecológica.

1.3. DO ECOSISTEMA AO ECÓTOPO DE MANGUEZAL

O ecossistema se caracteriza como uma das principais entidades ecológicas que define organicamente os processos, funcionamentos e recargas dos sistemas da superfície do planeta. Sendo criado em 1935 pelo ecólogo botânico Arthur George Tansley (1871-1955), o termo ecossistema foi definido como um complexo sistêmico de organismos (bióticos) e de fatores inorgânicos (abióticos) que coexistem e intercambiam mecanismos de autorregulação. O seu conceito transcende a definição puramente biológica, pois, ao adentrar nos moldes da ecologia, se apresenta como um sistema aberto resultante de fluxos de matéria, energia e informação em um contexto espacial multiescalar (TANSLEY, 1935; TRICART, 1977; ODUM; BARRET, 2007).

Sinteticamente, segundo Christofolletti (1999), o ecossistema pode ser compreendido como uma área relativamente homogênea de organismos interagindo com seu ambiente. Para ele, por se tratar de uma abordagem holística, este sistema configura-se no fundamento chave para entender a estrutura, dinâmica e estabilidade do meio ambiente.

Considerando seu sistema integrado e a sua dinâmica funcional e estrutural estabelecida, Odum e Barret (2007, p. 18) definem o ecossistema como:

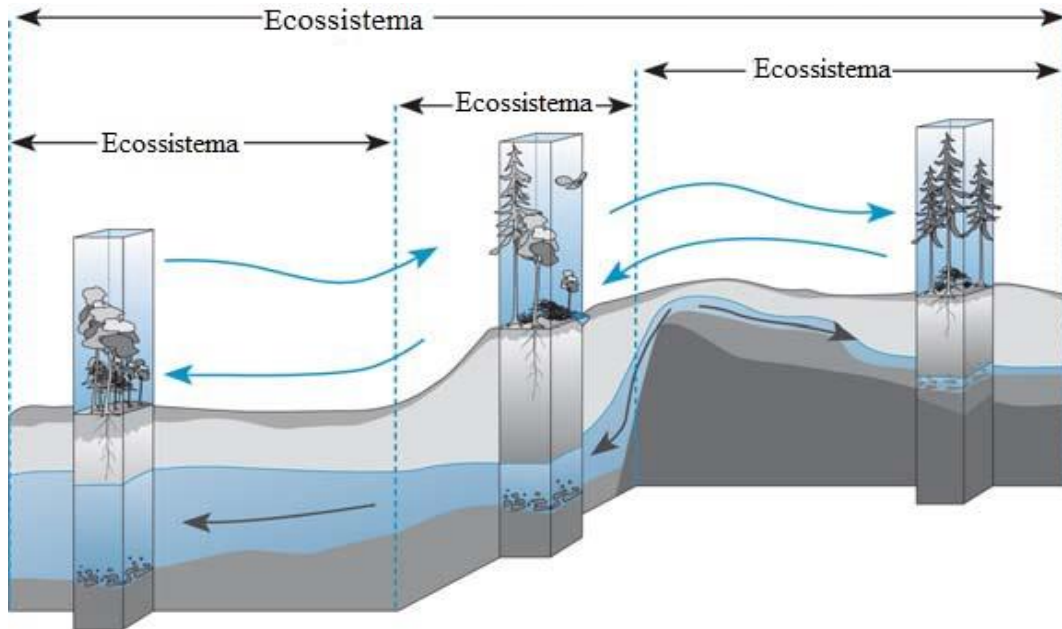
“qualquer entidade que inclui todos os organismos (comunidade biótica) em uma dada área interagindo com o ambiente físico de modo que um fluxo de energia leve a estruturas bióticas claramente definidas e à ciclagem de materiais entre componentes vivos e não vivos. É mais que uma unidade geográfica, é uma unidade de sistema funcional, com entradas e saídas, e fronteiras que podem ser tanto naturais quanto arbitrarias” (ODUM; BARRET, 2007, p. 18).

Apesar do seu conceito ter a análise vertical com forte emersão na ecologia, o seu enquadramento tem sido caro também à Geografia. Isto se deu a partir de um olhar biogeocenótico que enxerga o ecossistema de forma horizontal, considerando a organização espacial dos seus componentes bióticos e abióticos em forma de mosaico, que caracteriza a própria paisagem, objeto de pesquisa dessa ciência (TROPPEMAIR, 1981; BAILEY, 2009).

A natureza aberta do ecossistema estabelece ligações com diversos outros sistemas a partir da permanente dinâmica de transformação e produtividade das suas entidades ecológicas (BAILEY, 2009). Nesse contexto, instituir limites ao ecossistema envolve dividir a paisagem, o que, de acordo com este autor, seria impossível para entender o grau de mudança frente às relações de interdependência entre os seus componentes constituintes e os demais sistemas geográficos que o cerca. Isto é, deve-se considerar os ecossistemas enquanto entidade geográfica, onde e como estes se encaixam na paisagem a partir dos seus limites inteiramente

permeáveis (Figura 3).

Figura 3: Relação entre ecossistemas fronteiros e interconectados.



Fonte: Bailey (2009, p. 10).

Assim, embora os processos e mecanismos ecossistêmicos ocorram em diferentes escalas espaciais de análise, é relevante examinar o comportamento dos indivíduos frente às características físicas, biológicas e sociais sobre as quais estes estão vinculados em um complexo totalizante. Pois, como os ecossistemas não existem isoladamente da heterogeneidade da paisagem, a troca de conteúdo ecológico com os demais ecossistemas são os principais responsáveis por estabelecer forma, composição e particularidade espacial a um determinado recorte (TRICART, 1977).

Como são responsáveis por criar, reciclar e fornecer os mecanismos de retroalimentação e autorregulação, os ecossistemas são considerados como as principais entidades metabólicas dos geossistemas. Ou seja, é justamente a partir dos ecossistemas que o desenvolvimento do geossistema é conduzido, visto que os critérios ecológicos estabelecem o estado dinâmico e produtivo deste, por meio da interação entre a atividade biótica e os elementos abióticos (NEVES *et al.*, 2014; RODRIGUEZ; SILVA, 2019).

O conceito de ecossistema, à priori, não apresenta dimensão estabelecida, podendo ser tão pequeno como um recorte milimétrico no chão de uma floresta ou tão grande quanto o planeta Terra. Contudo, quando se atribui uma escala ao ecossistema pode se referir a objetos

concretos e tangíveis de um certo tamanho. Desse modo, como unidade espacial básica da paisagem, compatível e funcionalmente correspondente ao ecossistema, escolheu-se a denominação ecótopo, o qual é entendido como uma unidade básica de estudo da paisagem, ou o mesmo que um “ecossistema de paisagem” (KLIJN, 1994; BASTIAN *et al.*, 2002).

O termo ecótopo, proposto por Thorvald Sorensen em meados de 1936, é utilizado por Tansley, em 1939, ao estender o conceito de ecossistema como a parte específica do mundo físico que forma um lar. Carl Troll, em 1945, aplicou pela primeira vez este termo à ecologia de paisagem como sendo o componente central de uma paisagem geográfica (TROLL, 1971; HABER, 1994; CAVALCANTI; CORRÊA, 2014).

Portanto, um ecótopo pode ser considerado como um ecossistema concreto de local definido, de modo que, enquanto menor unidade homogênea e mapeável, apresenta-se como a dimensão topológica de uma paisagem, como é o caso de um ecótopo florestal, por exemplo (FORMAN; GODRON, 1986; FARINA, 2006).

Como as paisagens podem ser expressas pelas características fisionômicas dos ecótopos, a sua escala de análise é entendida como um fragmento (*patch*), uma célula da paisagem ou uma unidade de paisagem que pode ser distinguida com base na estrutura da vegetação (GODRON, 1994; KLIJN; UDO DE HAES, 1994; TROLL, 1997). Para Haber (1994), portanto, a paisagem pode ser entendida como um “complexo de ecótopos”.

Dar-se destaque à vegetação pelo fato desta caracterizar-se como um parâmetro de síntese do meio, pois, uma vez modificando-a ou retirando-a, toda a estrutura e interação dos elementos da paisagem são arbitrariamente alterados (TROLL, 1997; BERTRAND, 2004). Vilás (1992, p. 140), ao discutir sobre vegetação, afirma que ela seria um dos elementos mais significativos da estrutura geoecológica em virtude da sua inter-relação com os outros elementos bióticos e abióticos.

Atualmente, o conceito de ecótopo possui um componente fortemente holístico, sendo considerado um elemento reconhecível que compõe a paisagem. Por definição, este é atribuído a uma manifestação espacialmente explícita do ecossistema, um verdadeiro recorte homogêneo da paisagem de maneira que sua estrutura e funcionamento é estabelecida numa totalidade sistêmica, onde, enquanto unidade ecológica, pode incluir elementos abióticos, bióticos e antrópicos (LANG; BLASCHKE, 2009; KIRYUSHIN, 2018).

Sendo os ecótopos os menores recursos ecologicamente distintos em um sistema de mapeamento e classificação de paisagens, é entendido que esses oferecem excelentes possibilidades de espacialização na paisagem. As propriedades inerentes ao ecótopo e ao seu

ambiente circundante são fatores significativos na determinação da sua configuração. Atributos como salinidade, regime de umidade, hidrodinâmica, disponibilidade de nutrientes e sedimentos e vegetação associada, por exemplo, são fatores relevantes para a formação de ecótopos de manguezal (RUNHAAR; UDO DE HAES, 1994; TROLL, 1997).

Os ambientes costeiros possuem dinâmicas permanentes entre o nível relativo do mar e as flutuações de sedimentação costeira, a partir dos regimes diários de marés, energia das ondas e carga sólida dos rios. Essa dinâmica deposicional, formam planícies com sedimentação subaquosa de grande dimensão, as quais são representadas por faixas de terrenos de composição sedimentar continental, flúviomarinha e flúviolacustre (SUGUIO *et al.*, 1985; ROSS, 2016).

A influência da ação das marés ao longo dos canais fluviais, bem como o seu inverso, é responsável pelo transporte constante de materiais suspensos e dissolvidos ao longo da planície flúvio-marinha. De acordo com IBGE (2009), as planícies flúviomarinhas podem ser entendidas como sendo:

“área plana resultante da combinação de processos de acumulação fluvial e marinha, sujeita a inundações periódicas, podendo comportar canais fluviais, manguezais, cordões arenosos e deltas. Ocorre nas baixadas litorâneas, próximo às embocaduras fluviais” (IBGE, 2009, p. 34).

São nesses setores dinâmicos onde se formam importantes ecótopos, os quais se caracterizam pelos diversos papéis de manutenção da biodiversidade e regulação da faixa costeira. Dentre esses tem-se o ecossistema manguezal, que além de ser um ambiente rico em espécies de condições adaptativas singulares, são responsáveis pela conservação de diversas cadeias ecológicas, além de armazenar e prover recursos pesqueiros altamente valorizados, e ser muita das vezes destino para práticas ecoturísticas (LEE *et al.*, 2014; DUKE, 2014).

No litoral semiárido do Brasil, especificamente na porção setentrional do Rio Grande do Norte, onde ocorre elevada salinidade e baixos regimes pluviométricos com forte ascendência à secas periódicas (COSTA *et al.*, 2014AC; SOARES *et al.*, 2021), situa-se a área de estudo, contemplando um total de sete ecótopos hipersalinos, dentre as quais dar-se destaque para o mangue, que além de objeto central desta pesquisa, representa um dos principais ecótopos de relevante papel ecológico e econômico para essa região (SALDANHA; COSTA, 2019).

1.4. ECOSSISTEMA DE MANGUEZAL

Distribuídos ao longo das zonas estuarinas, os ecossistemas de manguezal ocupam

extensas áreas costeiras nas porções equatoriais, tropicais e subtropicais de todo globo terrestre. Sua infraestrutura ecológica é composta por um conjunto de assembleias faunísticas associadas e um mosaico vegetacional lenhoso verdejante, definido como mangue, os quais são adaptados aos limites de salinidade e aos substratos saturados e de baixa oxigenação, onde frequentemente são inundados pelos regimes de marés (DUKE, 2014; FRIESS *et al.*, 2019).

Além dos processos ecológicos de ligações tróficas complexas e de alta produtividade primária, o manguezal, enquanto entidade portuária que abriga uma concreta e vasta biodiversidade, sendo berçário para peixes e invertebrados. Ele se constitui como um grande responsável tanto no balanço e ciclagem de nutrientes, quanto no controle da estabilização das condições hidrológicas e deposicionais flutuantes desses trechos litorâneos (DUKE, 2011; 2014).

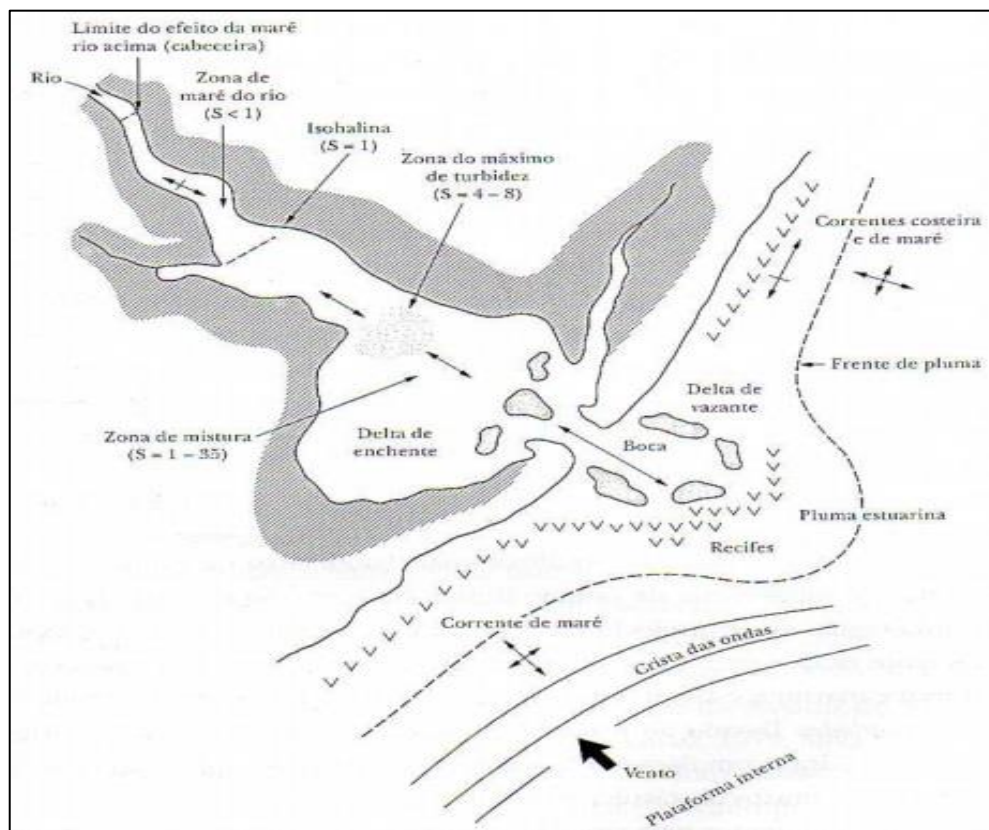
No Brasil, Schaeffer-Novelli; Vale; Cintrón (2015) propuseram uma nomenclatura conceitual para as fisionomias (feições) específicas que o manguezal pode assumir para cada condição submetida, sendo um continuum de três feições. A primeira feição seria o lavado, que se caracteriza por ser um banco de lama exposto em ocasião das baixa-marés e regularmente erodido pelas grandes ondas, mantendo contato permanente e direto com o manguezal; o mangue, que evidencia a formação vegetal de fisionomia particular arbóreo-arbustiva; e o apicum, considerado também como planície hipersalina pela sua fisionomia plana e de elevada concentração de salinidade. Este último, que se localiza nas porções mais internas do manguezal e é banhado apenas durante as marés de sizígia, representa o principal reservatório de nutrientes e suporte para as fases de ciclos biológicos do manguezal (SCHAEFFER-NOVELLI; VALE; CINTRÓN, 2015).

Essas feições, que estão acopladas ao envoltório estuarino e seus respectivos canais de maré associados, recebem nesse setor constantes trocas biológicas, ecológicas, hidrológicas e sedimentares, as quais certamente são responsáveis pela vitalidade do manguezal. Por definição, o estuário pode ser entendido como “um corpo de água costeiro semifechado com ligação livre com o oceano aberto, estendendo-se rio acima até o limite de influência da maré, sendo que em seu interior a água do mar adjacente é mensuravelmente diluída pela água doce oriunda da drenagem continental”, conforme Miranda, Castro e Kjerfve (2012, p. 42).

Os autores supracitados descrevem que o estuário possui uma ampla conexão entre a transição continente-oceano (Figura 4). A primeira delas seria a Zona de Maré do Rio (ZR), que significa a parte eminentemente fluvial, com salinidade praticamente igual a zero, mas ainda sujeita à influência dos regimes de maré. A segunda, Zona de Mistura (ZM), seria a região

onde ocorre a maior concentração e combinação entre a água doce da drenagem continental com a água do mar. E a terceira, Zona Costeira (ZC), que pode ser entendida como a região de maior contato com o mar, indo até a pluma estuarina. Em termos da salinidade associada a tais zonas, essa vai variar conforme a entrada da salinidade continente à dentro (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2012, p. 37).

Figura 4: Representação da dinâmica de um sistema estuarino.



Fonte: Miranda, Castro e Kjerfve (2012, p. 44).

Em todo o planeta, os manguezais possuem peculiaridades de distribuição nestas zonas estuarinas, porém com ocorrência limitada principalmente pelas características climáticas. Entre latitudes de 30° Norte e Sul e sob temperaturas médias acima de 20°C, a sua vegetação tende a possuir maior diversidade florística e atingir seu crescimento ideal. Já em porções onde ocorre condições climáticas áridas e gélidas, os bosques de mangue tendem a ser reduzidos e não suportam graus extremos como são os casos de ocorrências de temperaturas abaixo de 4°C (SPALDING; BLASCO; FIELD, 1997).

Por serem susceptíveis a uma imensa quantidade de distúrbios, como os de ordem humana (urbanização, carcinicultura) ou climáticas (flutuações do nível do mar,

hipersalinidade, secas severas), os manguezais têm sido quantificados em escala global por diversos pesquisadores e entidades governamentais (Tabela 1).

Tabela 1: Estimativas globais de cobertura de manguezal.

Escala temporal	Ocupação (ha)	Autores
1997	18.107.700	Spalding, Blasco e Field (1997)
2005	15.231.000	Fao (2007)
2000-2001	15.236.100	Spalding, Kainuma e Collins (2010)
2000-2010	13.776.000	Giri <i>et al.</i> (2011)
2000-2012	16.738.700	Hamilton e Casey (2016)
2010	13.760.000	Bunting <i>et al.</i> (2018)

Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

No Brasil, consoante ao mapeamento realizado pela equipe do Centro de Sensoriamento Remoto do Ibama (CSR/IBAMA) e apresentado no “Atlas dos Manguezais do Brasil”, o ecossistema de manguezal ocupa cerca de 1.400.000 ha, representando a segunda maior extensão do mundo (ICMBIO, 2018), perdendo apenas para a Indonésia com 2.689.000 ha (BUNTING *et al.*, 2018).

Em seu território, os manguezais, que são considerados Áreas de Preservação Permanente (APP)¹ (Lei Federal nº 12.651/2012), estão distribuídos desde o extremo Norte no Oiapoque, no Cabo Orange do Estado do Amapá, onde o clima é quente e úmido, a precipitação média anual é de 3.250 mm e as marés atingem 5,8 m, ao limite Sul, no Arroio Chuí em Santa Catarina, onde o clima é subtropical e a temperatura chega a 15,7°C, com condições não convenientes para o seu pleno desenvolvimento (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990).

Todavia, destaca-se que estes ecossistemas apresentam uma série de adaptações morfofisiológicas especializadas, as quais permitem a sua sobrevivência em ambientes altamente dinâmicos e halomórficos. Contudo, embora sejam sistemas altamente resilientes e flexíveis, adaptando-se a uma ampla gama de condições de substrato, a sua ocorrência e distribuição tem sido inerente e também limitada a partir de uma variedade de fatores físicos, tais como radiação solar, descarga fluvial, energia das marés, disponibilidade de nutrientes,



¹ Conforme a Lei nº 12.651/2012, são áreas protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).



salinidade, sedimentos e topografia. Destaca-se ainda a influência de fatores bióticos, por meio da capacidade das espécies de sobreviver nesses ambientes altamente estressantes e dinâmicos (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986; DUKE *et al.*, 1998; DUKE; SCHMITT, 2015).

Muitas das características evolutivas encontradas podem ser descritas a seguir: ramificações com geotropismos negativo (pneumatóforos) e positivo (rizóforos) com lenticelas em raízes escoras e adventícias, as quais são responsáveis pela a nutrição, respiração e sustentação dos indivíduos; hastes e folhas, onde encontram-se os órgãos especializados na excreção de sal e reponsáveis também pela atividade fotossintética; e as sementes e propágulos, principais reponsáveis pela dispersão genética nas águas vazantes (TOMLINSON, 1986; DUKE *et al.*, 1998).

Em virtude de tais características intrínsecas, a vegetação de mangue, composto por plantas halófitas, assumem exclusividade e excessão quando comparado com outra vegetação. As suas espécies primitivas surgiram próximo ao Terciário. Elas apresentam uma evolução paulatina até a atualidade tanto em relação à diversidade de espécies como também em sua capacidade em suportar as condições adversas de cada setor do ecossistema, isto é, adaptação às variações dos gradientes de salinidade e hidrodinâmica costeira (VANNUCCI, 2001). Considerando essas especificidades, na Região Nordeste do Brasil apenas quatro espécies foram registradas ao largo das porções estuarinas (Quadro 1).

Quadro 1: Distribuição de arbóreas de mangue presentes no Nordeste do Brasil.

Família	Gênero	Espécie	Representação
Acanthaceae	<i>Avicennia</i>	<i>Avicennia schaueriana</i> Stapf & Leechm (1939) (mangue língua de vaca)	
Acanthaceae	<i>Avicennia</i>	<i>Avicennia germinans</i> L. (1764) (mangue preto)	

Combretaceae	<i>Laguncularia</i>	<i>Laguncularia racemosa</i> C. F. Gaert (1807) (mangue branco)	
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora</i>	<i>Rhizophora mangle</i> L. (1753) (mangue vermelho)	

Fonte: Adaptado de Duke (2011, p. 5) e Guedes (2018, p. 25). Fotos: Acervo do autor.

Segundo Tomlinson (1986), todas as espécies de mangue retiram grande parte do sal absorvido pelas raízes (solução salina de Na^+Cl^-), promovendo uma dessalinização natural da água oceânica. O processo de eliminação ocorre tanto em nível das raízes, por meio de uma ultrafiltração na epiderme, como em nível da folha, a partir do metabolismo das suas estruturas secretoras, as chamadas “glândulas de sal” ou “glândulas multicelulares”. Essa eliminação ocorre também durante a perda das folhas com a senescência, uma vez que a retenção do sal em seus tecidos foliares faz com que a mesma possua uma quantidade importante armazenada.

Nessa perspectiva, as plantas de mangue podem ser divididas em dois principais grupos: os secretores de sal e aqueles que não secretam sal. O primeiro deles, representado em sua maioria pelas espécies de gênero *Avicennia* (por exemplo: *Avicennia schaueriana* e *Avicennia germians*), possuem uma concentração de NaCl alta na seiva do xilema; e o segundo, a estrutura radicular absorve em grande quantidade a água e parte do sal é eliminado na filtração (excluído), tornando reduzida a concentração deste soluto no xilema, como é o caso da espécie de *Rhizophora mangle*. Em se tratando da espécie *Laguncularia racemosa*, essa contém “estruturas epidérmicas” que se parecem com as glândulas de sal, no entanto apresenta capacidade menos desenvolvida de excreção (TOMLINSON, 1986).

Embora as florestas de mangue tenham se especializado tanto em sua morfologia como em sua fisiologia, cada espécie responde à fatores variados do ambiente (DUKE, 2011). Para Duke (2014), mudanças sutis no clima, nível do mar, insumos de sedimentos e nutrientes, acarretam consequências dramáticas para a distribuição e saúde do mangue. Ao longo da costa brasileira, em virtude da extensão e variabilidade de regimes climáticos e de marés, bem como em pequenas variações microtopográficas, é possível encontrar boques de mangue com

diferentes estruturas e fisionomias (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990).

Uma vez o mangue ocorrendo em níveis pluviométricos acima de 2.000 mm anuais e com ausência de secas severas, a composição dos seus bosques tendem a assumir o seu ápice de expansão, altura e densidade; já em regiões onde os valores decrescem, chegando à extremos de 500 mm anuais, é possível encontrar importantes reduções no porte das plantas, podendo ser classificados como anões ou atrofiados. Neste último caso, as condição extrema submetem o mangue a um aumento em sua carga energética para manutenção do seu sistema fisiológico, o que dificulta o seu desenvolvimento natural e até mesmo reduz a ocupação espacial (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990).

O maior desenvolvimento das florestas de mangues da América do Sul está localizado nas áreas equatoriais, onde existe forte atividade da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT). Os fatores responsáveis são definidos pelos potenciais regimes de marés, que provém amplitudes de mesomaré de 2,0 a 4,0 m e macromaré acima de 4,0 m, como também pelas condições climáticas favoráveis, as quais subsidiam precipitações acima de 2.000 mm anuais. Estes trechos úmidos são encontrados à leste da América do Sul, entre os estados do Amapá e Maranhão, no Brasil, e à noroeste do continente, no norte do Equador, na costa Pacífica da Colômbia, no norte do Peru e sul do Golfo de Paria, na Venezuela (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990; SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRON-MOLERO, 1993).

Os manguezais também ocupam áreas em segmentos costeiros semiáridos, limitando-se à costa leste sul-americana na costa setentrional do nordeste do Brasil, especialmente na Ponta de Mangues Secos (02°15'S), onde o déficit hídrico, as secas severas, o barramento hídrico e a hipersalinidade associada tem desfavorecido as vastas colonizações de vegetais de mangue. Condições secas e desérticas também são encontradas na porção noroeste do Peru, no Rio Piura (05°30'S), com pequenas franjas fragmentadas (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRON-MOLERO, 1993).

Nessas condições mais severas de clima semiárido, onde as baixas precipitações combinam-se com as elevadas taxas de evaporação e a influência das marés continente à dentro, as áreas planas costeiras se tornam verdadeiras bacias rasas hipersalinas, as quais tendem às formações das vastas zonas desprovidas de vegetação arbórea-arbustiva, que são as formações das feições de apicuns – muito comum nestas regiões (DUKE, 2014; COSTA *et al.*, 2014AC).

Embora os mangues apresentem a sobrepujante habilidade de persistir nesses ambientes extremos, quando a precipitação é reduzida a valores de 1500 a 500 mm/ano e a salinidade é encontrada acima do valor previsto para o mar (entre 35 e 37 g.L⁻¹), a saúde, localização

geográfica, crescimento e produtividade das espécies de mangue são inevitavelmente afetadas (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986; BALL, 2002).

No sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu, a formação fisionômica é o resultado da associação entre a evapotranspiração potencial (EVP), a diminuta precipitação média (P) - $EVP > P$, e a deposição de sais dissolvidos e precipitados no solo. Esses determinantes tornam as condições ambientais de água e solo hipersalinas. A repercussão dessa resposta ambiental abre margem para a formação peculiar do mangue local (mangue pouco desenvolvido), e também para as principais atividades econômicas na região: salicultura e carcinicultura (COSTA *et al.*, 2014BC; SOARES *et al.*, 2021).

1.5. SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO À PESQUISA DE MANGUEZAL

O Sensoriamento Remoto (SR) desde as décadas de 1960 e 1970, ano em que assumiu definitiva sua importância global, têm sido amplamente difundido como uma técnica essencial na ciência geográfica. O SR se destaca pela capacidade elevada de obter dados terrestres por meio da medição quantitativa das interações da radiação eletromagnética com os objetos da superfície, os quais podem ser identificados e monitorados mediante suas características físico-naturais e biofísicas, tais como água, solo e vegetação (JENSEN, 2009).

Em se tratando da vegetação, os pigmentos fotossintetizantes como as clorofilas, xantofilas e carotenos são os elementos que configuram grande parte da resposta espectral do dossel, podendo variar de espécie para espécie. Também, considera-se que a existência de umidade e partículas de sais nas folhas pode sinalizar diferentes resultados de reflectância. Na região do visível (0,4 a 0,72 μm), os pigmentos nas folhas dominam a reflectância, embora em condições saudáveis possam refletir em maior quantidade na banda verde (0,50 a 0,60 μm). No caso do infravermelho (0,72 - 1,10 μm), existe pequena absorção da radiação e grande parte da energia é refletida (PONZONI; SHIMABUKURO, 2010).

Devido a necessidade de energia para a realização da fotossíntese, as plantas absorvem muito bem nas faixas do azul e do vermelho (absorção da clorofila). Contudo, o intervalo entre o Vermelho (V) e o Infravermelho Próximo (IVP) são em grande quantidade refletidos, pois, como existe uma maior energia contida nessa faixa, as plantas possuem condições adaptativas para não utilizar tamanha intensidade, visto que uma vez absorvida as suas propriedades fisiológicas poderiam ser irreversivelmente danificadas (JENSEN, 2009).

Dessa forma, esses alvos podem ser mapeados em forma de interpretação visual a partir de composições coloridas de bandas espectrais ou em imagens com bandas pancromáticas (com

histograma devidamente ajustado), bem como a partir do uso de Índices Espectrais de Vegetação. Esses, por sua vez, buscam aproximar os dados orbitais com informações reais da superfície relacionadas à cobertura da terra (HUETE, 2012). Esse autor sugere que a combinação de reflectâncias registradas nas bandas do V e IVP são fundamentais para estimar características relacionadas à biomassa (ex. vigor e densidade do bosque), a partir de índices de vegetação, como o caso do *Normalized Difference Vegetation Index* – NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada).

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, proposto por Rouse *et al.* (1973), é considerado como um “indicador fenológico” da vegetação verde, utilizado para acompanhar o comportamento e condição da vegetação no espaço-tempo. O NDVI é calculado a partir da razão entre a banda do IVP e V, com intervalo de resposta que varia de -1 a 1, isto é, à medida em que o valor diminui significa a menor existência de vegetação, podendo ser encontrada em degradação e com pouca densidade, já quando mais próximo de 1 as plantas apresentam maior vigor e densidade de cobertura (ALATORRE *et al.*, 2016; TRAN; FISHER, 2017; REVOLLO *et al.*, 2019; AKBAR *et al.*, 2020).

Nesse âmbito, a feição de mangue é amplamente estudada e analisada a partir de técnicas de sensoriamento remoto. Mudanças na extensão de área, no padrão espacial e na condição das suas florestas são importantes bases para compreender possíveis influências de ordem natural e humana. Por isso, nas últimas décadas criou-se uma demanda de pesquisas em monitorar esses estandes a partir da sua abrangência, fragmentação, densidade e capacidade fotossintética à captura de carbono atmosférico (KUENZER *et al.*, 2011; TRAN; FISCHER *et al.*, 2017; BRYAN-BROWN *et al.*, 2020; ADAME *et al.*, 2021).

Em termos da fragmentação, Bryan-Brown *et al.* (2020) descrevem que estudos dessa natureza são importantes indicadores para entender a degradação de manguezais. Em seus resultados, os autores ratificam que independentemente do acréscimo ou perda em área, a fragmentação foi uma tendência em todos os bosques de mangue em vinte e sete países analisados, o que leva a crer na crescente predisposição a fenômenos dessa natureza em escala global.

Ao estudarem os bosques de mangue na província de Ca Mau (Vietnã) entre os anos de 1989 e 2013, Tran e Fischer (2017) notaram, mediante utilização de indicadores de paisagem (métricas) e o NDVI, que a subtração da cobertura de mangue esteve associada ao aumento da fragmentação e a baixa densidade dos dosséis. Este fato, resultou no declínio acentuado da biodiversidade costeira, especialmente para a diversidade de peixes. Isso por que, segundo seus

dados, em áreas mais fragmentadas e com baixa densidade florestal, a diversidade reduziu a 1,7 vezes, quando comparadas às áreas onde a fragmentação de mangue foi menor.

Em se tratando do NDVI, a pesquisa desenvolvida por Alatorre *et al.* (2016) em manguezais do Noroeste do México, região inserida no clima árido e com elevadas taxas de salinidade, consideraram o NDVI como um “indicador de vegetação verde robusto”. Assim, considerando a sua importância no mapeamento da densidade do mangue e na análise do comportamento fenológico dos dosséis, seus resultados revelaram que em decorrência da rápida expansão da aquacultura, as áreas de mangue diminuíram de forma significativa a sua densidade, nos últimos vinte anos.

Além do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), que possibilita indicar a densidade entre mangue esparso, semidenso e denso (ROUSE *et al.*, 1973; ALATORRE *et al.*, 2016; TRAN; FISCHER, 2017), outros índices de vegetação são utilizados para atestar as peculiaridades dos dosséis, tais como o Índice de Reflectância Fotoquímica (PRI), que permite a medição da “eficiência do uso da luz” das plantas, considerando sua capacidade fotossintética (GAMON; PEÑUELAS; FIELD, 1992), e o índice CO₂flux, que auxilia na identificação do fluxo potencial de carbono absorvido da atmosfera pelos bosques (RAHMAN *et al.*, 2001).

As estimativas da eficiência fotossintética e o fluxo de CO₂ por meio de índices espectrais de vegetação, como ocorre com o PRI e o com CO₂flux, respectivamente, possibilita não só a predição da saúde e da atividade fotossintética das plantas de mangue, mas, sobretudo, a identificação do fluxo potencial do carbono captado na biomassa acima do solo. Isso por que, para se ter a modelagem sobre a captura de carbono supracitado, é necessário o cálculo da eficiência do uso da luz pelos dosséis, cujas estimativas encontram-se diretamente proporcionais, isto é, quanto maior atividade fotossintética das folhas, maior tendência à retenção do CO₂ na estrutura da planta (RAHMAN *et al.*, 2001; BAPTISTA, 2003; SILVA; BAPTISTA, 2015; YANG *et al.*, 2018; ZHU *et al.*, 2019).

No sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN, trabalhos como o de Saldanha (2020), o uso do sensoriamento remoto com a utilização de imagens espectrais e índices de vegetação ajudou a espacialização de áreas úmidas e sua relação com a capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos. Outros trabalhos como o de Guedes (2018), em dois sistemas estuarinos do Rio Grande do Norte, e Santos (2018), na ilha do Maranhão, também se utilizaram dessa técnica para entender a ocupação do mangue e verificar sua potencialidade à prestação de serviços ecossistêmicos.

Em suma, entende-se que os caminhos procedimentais inerentes ao SR são importantes subsídios para evidenciar as condições de cobertura do ecossistema de manguezal e também fundamentar medidas de conservação para suas áreas. Por isso, considerando que a área do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu ainda carece de pesquisas sobre métricas de paisagem, estimativa da densidade de cobertura do mangue e as suas repercussões na captura de carbono atmosférico, a utilização dos índices de vegetação supracitados surge como uma demanda necessária para entender a paisagem do manguezal.

1.6. SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

1.6.1. Relação entre função do ecossistema e o bem-estar humano

As complexas relações entre os sistemas ecológicos e o bem-estar² das populações, enquanto bens tangíveis e intangíveis, têm sido o enfoque que comumente define a abordagem dos Serviços Ecossistêmicos (SE) (COSTANZA *et al.*, 1997; 2017). Este termo, atualmente, é definido como as características, funções ou processos ecológicos que direto ou indiretamente contribuem para o bem-estar humano de forma sustentável, conforme aponta Costanza (2020).

Pautado inicialmente na economia e na ecologia, e tendo sob forte influenciador o movimento ambientalista moderno, os SE ganharam ênfase em meados da segunda metade do século XX a partir das discussões sobre as funções dos ecossistemas e seu valor social na manutenção da vida humana. A concepção embrionária aparece a partir das contribuições acadêmicas da Sociedade Europeia de Economia Ambiental e de Recursos (*European Society of Environmental and Resource Economics*), em meados de 1960, com a pauta sobre as deficiências da ciência econômica frente às análises dos problemas ambientais (GÓMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2010).

A discussão sobre o fornecimento de benefícios e a contabilidade dos serviços é fortemente enaltecida por Walter Westman, em meados de 1977, onde atribui a esse processo o termo “serviços da natureza”. Na década seguinte, essa nomenclatura recebe o significado de “serviços ecossistêmicos”, por meio dos estudos de Paul e Anne Ehrlich, ganhando ampla visibilidade nos anos posteriores. Na década de 1990, com a solidez deste conceito e os estudos vinculados aos métodos de mensuração do valor econômico dos serviços, grande importância é dada à preservação dos ecossistemas e da biodiversidade (BINGHAM *et al.*, 1995; GÓMEZ-

² De acordo com Summers *et al.* (2012, p. 328), o bem-estar constitui-se no estado positivo das condições físicas, sociais e mentais de um indivíduo, de maneira que as suas necessidades básicas sejam atendidas com coesão social e realização subjetiva.

BAGGETHUN *et al.*, 2010).

No ano de 1997, essa perspectiva vem ser amplamente valorizada com os trabalhos de Daily (1997) - sobre a dependência das sociedades frente aos recursos provenientes dos ecossistemas - e de Costanza *et al.* (1997) - com a valoração de dezessete serviços ecossistêmicos, os quais foram estimados em uma média de US\$ 33 trilhões por ano, quase o dobro do PIB da economia global, que à época encontrava-se em US\$ 18 trilhões.

Sob forte influência dos números monetários apresentados neste último trabalho, no início dos anos 2000 foi realizado a *Millennium Ecosystem Assessment* - MEA (Avaliação Ecossistêmica do Milênio), evento no qual tornou o termo serviços ecossistêmicos amplamente difundido nas áreas acadêmicas, administrativas e políticas. O destaque posto é dado aos seus relatórios, em que estimativas apontaram que os ecossistemas têm sido utilizados de forma insustentável nos últimos 50 anos (MEA, 2005).

Por definição, as investigações de Daily (1997, p. 3) apontam que os SE podem ser entendidos como “as condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais e as espécies que os constituem, sustentam e realizam a vida humana”. Para a autora, a biodiversidade e a produção de bens do ecossistema, bem como a colheita e o comércio desses bens representam uma parte importante da economia humana.

Sob o enfoque econômico-ecológico, trabalhos como os de Costanza *et al.* (1997; 2014; 2017; 2020), atualizados ao longo das décadas correntes, vem definir os serviços ecossistêmicos como as características ecológicas, funções, ou processos derivados dos ecossistemas que contribuem direta ou indiretamente para o desenvolvimento do bem-estar humano. Estes autores, sustentam a ideia de que os serviços e os estoques de capital natural são os fundamentos que determinam o funcionamento e a manutenção da vida no Planeta.

Definição próxima é postulada por De Groot, Wilson e Boumans (2002), ao mencionarem que os SE pode ser entendido como a capacidade de elementos e processos naturais em fornecer bens e serviços que satisfazem as necessidades humanas, de forma direta ou indireta. Boyd *et al.* (2018) também contribuem extensivamente nesse âmbito, ao vincular os SE como os bens e serviços derivados do estoque de capital natural, ou portanto, dos recursos bióticos e abióticos que são usufruídos pelas comunidades humanas de todo o mundo.

Em se tratando do termo “capital natural”, este pode ser entendido como o estoque natural (biótico e abiótico) encontrado nos ecossistemas, que produz um fluxo permanente de bens e serviços para as comunidades humanas. É necessário destacar que para que haja SE tem de haver a interação humana, tanto na construção como em sua conservação. Assim, diferentes

manifestações de “capitais” podem assumir configurações específicas, como o “capital construído ou manufaturado” (indústria); “capital humano” (conhecimento e experiência); “capital social ou cultural” (relacionamentos interpessoais); e “capital financeiro” (moeda) (GUERRY *et al.*, 2015; COSTANZA, 2020).

O serviço de provisão necessita de capital natural, construído, humano, financeiro e social, isto é, uma embarcação requer madeira (capital natural), instrumentos para sua confecção (capital construído e financeiro), montadores (capital humano) e comunidades pesqueiras para utilização (capital social). De igual modo, o serviço de regulação/manutenção necessita também da atuação dos capitais supracitados, ou seja, ao controlar inundações, o maguezal (capital natural) protege moradias (capital construído e financeiro), pecadores e comunidade ribeirinha (capital humano e social). Com o cultural não é diferente, pois, ao prover um benefício recreativo, é necessário a combinação, por exemplo, de um ecossistema (capital natural), de uma infraestrutura (capital construído e financeiro) e turísticas (capital humano e social) (GUERRY *et al.*, 2015; COSTANZA *et al.*, 2017).

Nesse sentido, assim como os ecossistemas, os serviços não são homogêneos na paisagem, nem são fenômenos estáticos, visto que, dependendo da sua integridade ecológica e funcional, diferentes são os tipos e quantias que podem ser fornecidos. Isso por que, quando em processo de conservação, os ecossistemas tendem a assegurar naturalmente o amplo desenvolvimento de serviços às populações (BALVANERA *et al.*, 2016).

Os serviços ecossistêmicos incluem: a conversão de radiação solar em biomassa, armazenamento e transferência de energia nas cadeias alimentares, ciclos biogeoquímicos, regulação do sistema climático, entre outros. Tais exemplos, por sua vez, aproximam a manifestação de algumas das variáveis embutidas nos ecossistemas, quanto ao funcionamento da prestação de serviços. Assim, para que as sociedades possam se utilizar desse capital natural com maior perpetuação, é preciso que seja garantido a sustentabilidade das suas funções naturais (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002).

A relação entre serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano apresenta uma conexão importante entre sociedade-natureza, incorporando as discussões sobre os efeitos potencialmente proveitosos e prejudiciais dessa interação. Apesar da variedade de definições, os serviços ecossistêmicos têm constituído como uma das grandes explicações sobre a maneira como o ser humano deve agir para utilizar e conservar os recursos naturais.

1.6.1. Classificação e avaliação dos Serviços Ecossistêmicos

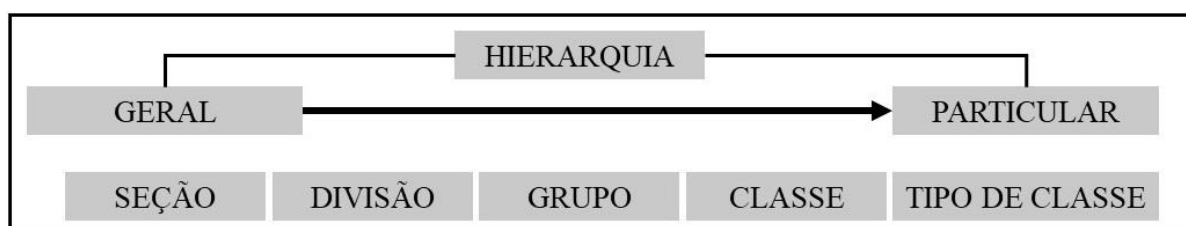
As nomenclaturas associadas a tipos de serviços ecossistêmicos são costumeiramente vastas, por isso a segmentação em classes tem sido uma das alternativas adotadas para organizar e facilitar a investigação dos SE por parte dos pesquisadores. Algumas propostas com essa finalidade se utilizam de categoriais (classes) para reunir tipos ou grupos de serviços que apresentam familiaridades entre si, de modo a permitir uma melhor identificação dos mesmos para cada finalidade.

Essas propostas se apresentam a partir dos trabalhos realizados por De Groot, Wilson e Boumans (2002), pela Avaliação do Ecossistema do Milênio (MEA, 2005), pela Economia dos Ecossistemas e Biodiversidade (TEEB, 2010) e pela Classificação Internacional Comum de Serviços de Ecossistemas (CICES, 2013; 2018).

De acordo com Potschin e Haines-Young (2013), uma decisão importante na abordagem da CICES foi exatamente a exclusão dos serviços de suporte ou habitat da classificação, considerada anteriormente em De Groot, Wilson e Boumans (2002), MEA (2005) e TEEB (2010). Essa alteração teve como objetivo o agrupamento de três tipologias principais de serviços, a saber: Provisão, Regulação/Manutenção e Culturais (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

A classificação da CICES, considera os serviços de Provisão como os produtos diretamente colhidos dos ecossistemas (recurso alimentício, fibra, madeira); os de Regulação/Manutenção, como as características que estabilizam as condições da superfície terrestre (proteção contra erosão, purificação da água, regulação climática); e os Culturais, como o pertencimento intrínseco do ser humano com um determinada ambiente ou objeto (vínculo espiritual, estético, recreativo). Para facilitar a identificação e organização das classes, foi proposto uma estrutura hierárquica que agrupa os serviços do geral ao particular (Figura 5), dependendo do nível de detalhe adotado na pesquisa (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2013).

Figura 5: Nível hierárquico para a classificação dos SE com base na CICES.



Fonte: Adaptado de Potschin e Haines-Young (2013, p. 3) e Saldanha (2020, p. 47).

Certamente, como as diversas situações geográficas e as dinâmicas dos ecossistemas podem apresentar especificidades, essa segmentação hierárquica busca fundir cada uma das categorias de forma que estas possam ser exclusivas e não sobrepostas. Portanto, essa classificação fundamenta o processo de avaliação dos serviços ecossistêmicos bem como, por consequência, facilita a identificação dos serviços encontrados nos ecossistemas e geossistemas (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

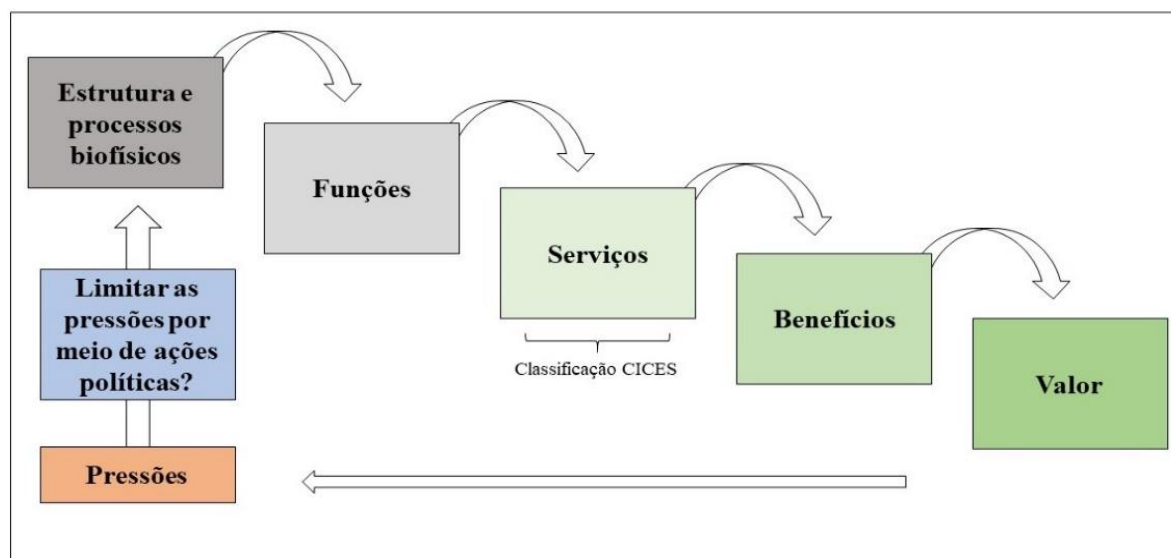
É necessário salientar que os serviços ecossistêmicos foram também incorporados à matriz conceitual da paisagem, e por isso suas investigações partem do princípio de entender como os sistemas terrestres se relacionam e prestam benefícios em uma realidade espacial. Essa premissa, por sua vez, fundamenta uma ideia central, a de que os serviços ecossistêmicos necessitam de uma visão holística para preservar suas funções e o seu pleno fornecimento na paisagem (BASTIAN; GRUNEWALD; KHOROSHEV, 2015).

Analisar como os serviços estão organizados possibilita não só a identificação dos sistemas ecológicos e seus produtos, tais como produção de fibras, absorção e estoque de carbono, ciclagem de nutrientes, filtragem hídrica, estabilização de sedimentos, regulação de temperatura, entre outros, mas também verificar o quanto de conservado encontram-se os ecossistemas que dão suporte à essa prestação de bens e serviços (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2013).

Considerando que a manutenção dos serviços ecossistêmicos também são vistos como uma parte essencial para lidar com as mudanças ambientais futuras, a ideia de um modelo cascata tem sido usado como um resumo acerca do paradigma dos serviços ecossistêmicos, ao indicar desde os estoques de capital natural necessários para assegurar o fluxo do SE até os níveis de sustentabilidade final destes (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010)

O modelo cascata representa o “caminho” para a entrega dos serviços ecossistêmicos (Figura 6), tendo como objetivo a apresentação das etapas das funções, dos serviços, dos benefícios e dos valores intrínsecos dessa interação, seja ela econômica ou não. Esse modelo busca aproximar a dinâmica dos SE e a sua sustentação na oferta de bens e serviços, cuja função é de considerar os processos prejudiciais ou não, que podem ser encontrados nos ecossistemas e suas repercussões no bem-estar das comunidades humanas (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016).

Figura 6: Modelo cascata para avaliação dos serviços ecossistêmicos.



Fonte: Adaptado e traduzido de Potschin e Haines-Young (2010; 2016).

O funcionamento cascata representa, de fato, o “ciclo completo de geração dos serviços ecossistêmicos” e sua variação final, que pode ser benéfica (equilíbrio ecossistêmico) ou não (impactos). Também estabelece os “benefícios” sociais que podem ser ofertados, os quais são passíveis de atribuição de valores monetários ou não. É nesse âmbito que a identificação dos SE, enquanto “indicador ecológico”, se torna uma ferramenta vasta para sinalizar as necessidades de gestão, planejamento e conservação dos sistemas naturais (MÜLLER; BURKHARD, 2012).

Portanto, essa visão geográfica dos serviços ecossistêmicos permite o pleno desenvolvimento e análise de indicadores, mapeamentos, modelagens e classificações acerca dos sistemas que promovem o fornecimento de bens e serviços na paisagem (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2011; MAES, 2017).

1.6.2. A Valoração aplicada aos Serviços Ecossistêmicos

Os humanos podem obter comida, fibra, energia e diversos outros materiais necessários à sua sobrevivência. Contabilizar esses bens e serviços gerados pelos ecossistemas a partir de valores monetários, têm sido uma das grandes alternativas utilizadas por pesquisas na busca pela estimativa do estoque de capital natural frente a sua contribuição ao bem-estar humano. Essa discussão, considera que os humanos devem pagar pelos recursos obtidos da natureza, e, embora essa relação cause algum dano ao equilíbrio ecossistêmico, os custos para reposição

devem ser considerados com igual intensidade (COSTANZA *et al.*, 1997, 2014, 2017; DE GROOT *et al.*, 2002; 2012; KUBISZEWSK *et al.*, 2017).

Essa seara da valoração ambiental, ou em outras palavras a contabilidade pelo uso de variáveis do ecossistema, tem aparecido como um procedimento necessário à análise dos recursos naturais. Isso por que, um dos grandes canais que enaltece tal perspectiva têm sido as políticas conservacionistas, que tratam com importante utilidade a noção de exploração versus uso sustentável (DE GROOT *et al.*, 2012; COSTANZA *et al.*, 2017).

Considera-se, antes de tudo, que muitos são os autores que advertem que nenhum pesquisador deve entender que a definição econômica de serviços torna a natureza privatizada, ou ainda, de supor que a mesma venha a ser convertida em valores monetários para finalidades estritamente comerciais (BOYD; BANZHAF, 2007; COSTANZA *et al.*, 2014).

Na realidade, o “valor econômico” está associado à estimativa dos ativos ecossistêmicos ofertados pelos ecossistemas às populações humanas e à manutenção da natureza. Uma perspectiva importante de se pensar sobre o valor dos serviços ecossistêmicos é determinar que total seria para custear a replicação em uma biosfera artificialmente produzida. Sabe-se que isso seria impossível, mas a valoração tem buscado levantar estimativas que possam por meio disso auxiliar medidas de conservação da natureza (COSTANZA *et al.*, 1997).

Considerando a classificação dos SE, é possível verificar que os serviços de provisão são os mais valorizados e percebidos, por meio da precificação direta dos produtos de mercado (fibras, carboidratos e proteínas); enquanto que os serviços reguladores são, além de contabilizados em mercado, avaliados principalmente com base no custo evitado ou na reposição ao ecossistema por eventual perda, como por exemplo a proteção costeira contra inundação. No caso dos serviços culturais, estes são frequentemente avaliados usando preços de mercado, como o custeio de atividades turísticas ou de recreação (DE GROOT *et al.*, 2012).

Como as economias de todo o planeta estagnariam sem a presença de serviços oriundos dos sistemas ecológicos, o que em certo sentido assume-se dizer que o seu valor total para a economia é infinito, torna-se oportuno essa estimativa monetária. Como a noção de que zero capital natural implica zero bem-estar humano, entende-se que seria impossível viver sem a prestação de serviços ecossistêmicos (COSTANZA *et al.*, 1997).

Embora a obviedade, uma área preservada não necessita de valores monetários para sua recomposição, pois é da sua natureza ecológica tal manutenção autorreguladora. Entretanto, uma vez os agentes sociais desenvolvendo atividades que possam vir a degenerar os ecossistemas, seria complexo estimar quais possíveis valores iriam repor sua reconstrução. Por

outro lado, e de grande valor, essa contabilidade monetária pode desempenhar um progresso na conscientização acerca da sustentabilidade ecossistêmica, considerando dessa forma a magnitude dos SE (COSTANZA *et al.*, 2014).

Diante desses traçados, os indicadores para representar essa mensuração são norteados pelo cálculo entre a própria extensão do ecossistema e o valor do serviço em dólares (hectare/ano). A natureza dessa estimativa, baseado no método de “transferência de valor”, vem subsidiar a conexão mais clara entre o bem-estar humano e a sustentabilidade do ecossistema, haja vista a capacidade intrínseca de tais valores indicarem, em princípio, um diagnóstico dos remanescentes encontrados e, posteriormente, as projeções de perda ou acréscimo para auxiliar possíveis atividades conservacionistas (COSTANZA *et al.*, 1997; DE GROOT *et al.*, 2012; KUBISZEWSKI *et al.*, 2017).

2. CAPÍTULO II: APRESENTAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

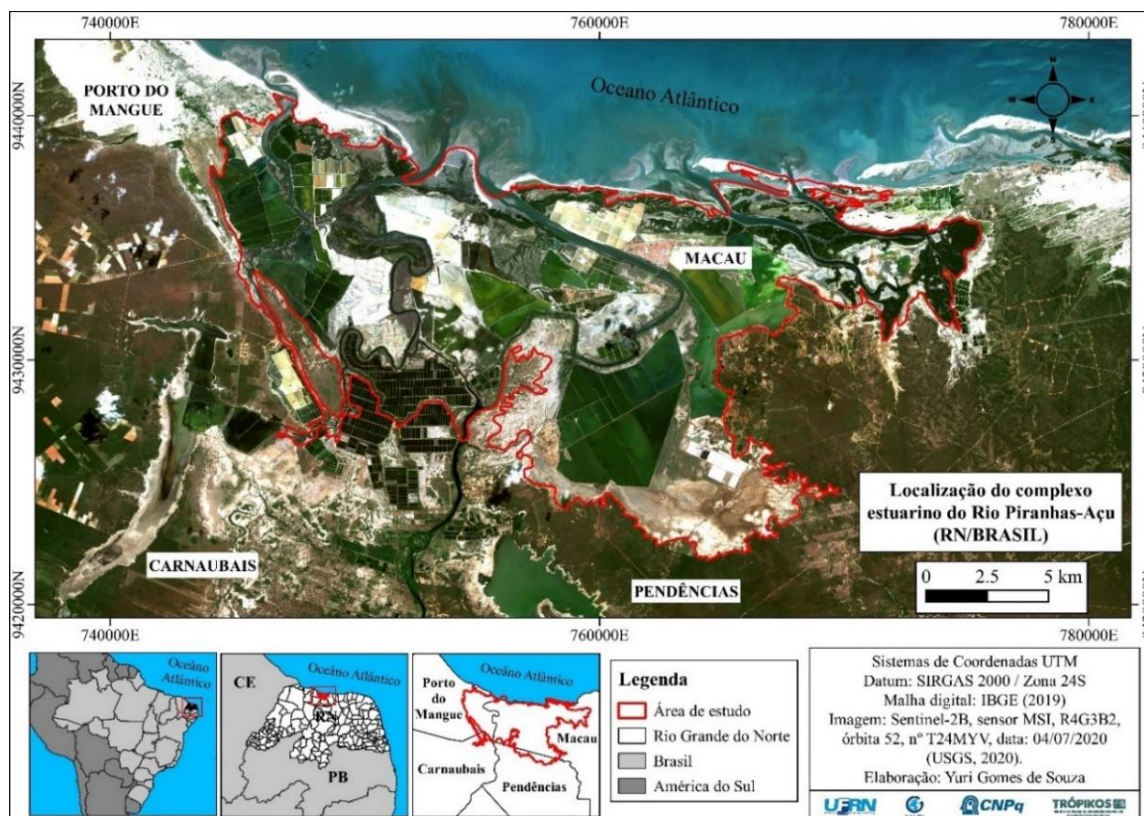
A área para a realização dessa pesquisa consiste no sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu, localizado no litoral setentrional do estado do Rio Grande do Norte do Brasil. Com ocupação de mais de 27.000 ha, e tendo cerca de 10 km entre as extremidades norte e sul, e 30 km entre os limites leste e oeste (Figura 7), essa área encontra-se situada entre os municípios de Macau (72%), Porto do Mangue (22%) Pendências (5%) e Carnaubais (1%) (Tabela 2), os quais estão inseridos na região intermediária de Mossoró e imediata de Açu (IBGE, 2016).

Tabela 2: Municípios inseridos no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

Municípios	Total (ha)	Ocupada (ha)	Percentual (%)
Porto do Mangue	36.123	5.917	22
Macau	77.530	19.649	72
Pendências	41.913	1.402	5
Carnaubais	51.773	326	1

Fonte: Elaborado a partir de dados do IBGE (2019).

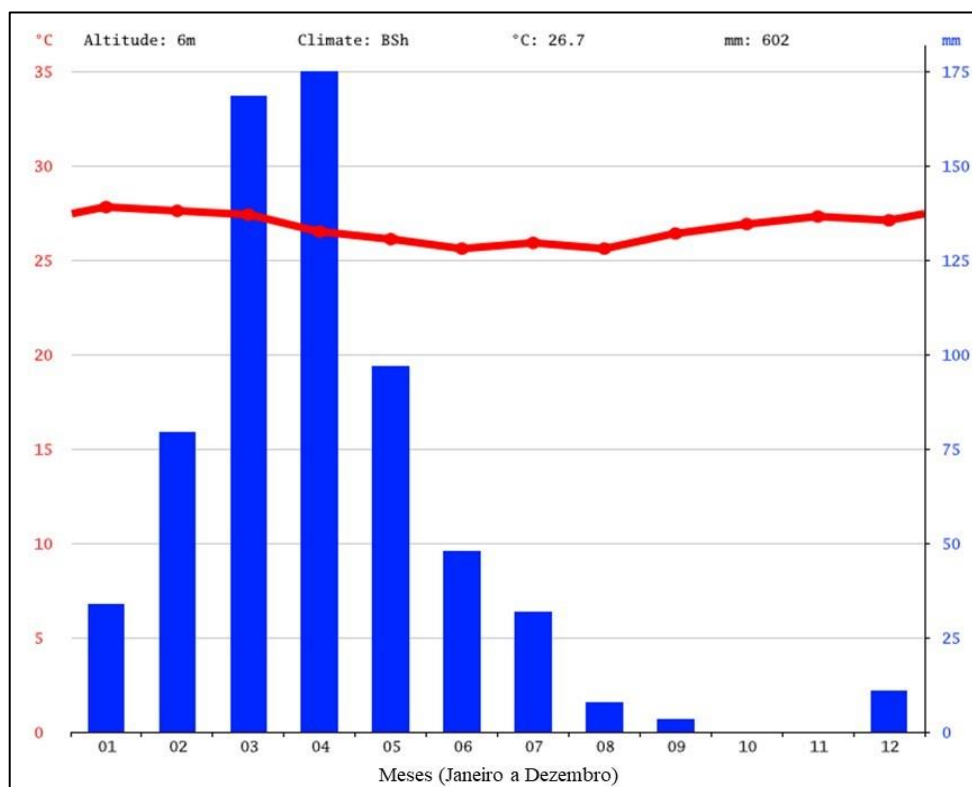
Figura 7: Localização do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu, RN, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

A área de estudo está inserida na zona climática do tipo BSh - tropical semiárido quente e seco - segundo a classificação climática de Köppen. Esse tipo climático é caracterizado pela irregularidade e escassez pluviométrica, com elevadas taxas anuais de temperatura e evapotranspiração. Influenciada pelos ventos alísios de sudeste e nordeste, esse setor apresenta uma temperatura média em torno de 26,7 °C e um regime de precipitação anual que varia de 500 a 600 mm, com média estimada em cerca de 602 mm/ano (ALVARES *et al.*, 2013; SOARES *et al.*, 2021; Figura 8). O período chuvoso se concentra nos meses de fevereiro a maio, com ocorrência de maior precipitação para o mês de abril, que apresenta uma média de aproximadamente 175 mm. A estação seca se aglutina entre os meses de junho a janeiro, com períodos de extrema estiagem de outubro a novembro (Figura 8).

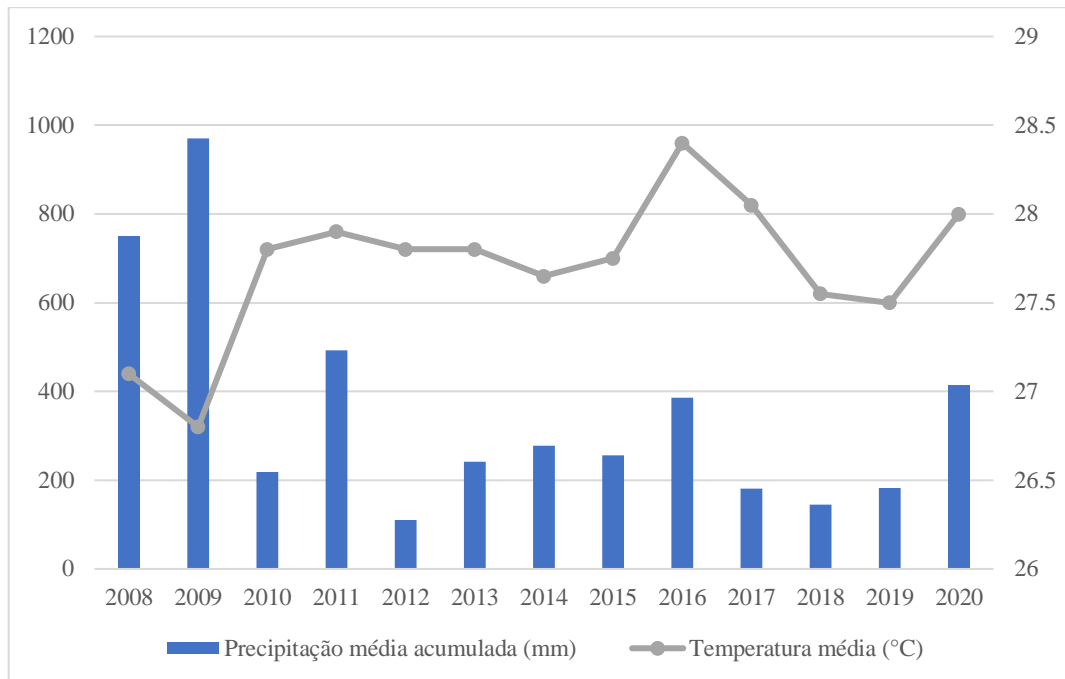
Figura 8: Normais climatológicas mensais (1982-2012) do município de Macau.



Fonte: Climate-data.org (2020).

Os dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020) indicam que os últimos doze anos foi de severa estiagem na área de estudo, com precipitação média em torno de 263 mm/ano. Os anos de 2012 e 2018 foram os de menores médias anuais, com 109 e 144 mm, respectivamente. Em se tratando da temperatura média, tem-se 27,6 °C (Figura 9).

Figura 9: Precipitação média e temperatura média dos últimos doze anos do município de Macau/RN.



Fonte: INMET (2020), elaborado pelo autor (2021).

Esses condicionantes climáticos são importantes para explicar a dinâmica hidrográfica do sistema estuarino, que é alimentado tanto pela drenagem das chuvas como pelas águas subterrâneas (lençol freático). Situada entre os estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte, a bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu possui uma área de drenagem de aproximadamente 43.683 km², dos quais 40,6% está inserido no Estado potiguar. O Rio principal (Piranhas-Açu), que é considerado intermitente, nasce na Serra do Piancó/PB à montante e desemboca à jusante no município de Macau/RN, onde está localizada a área de estudo, subdividindo-se em três principais canais estuarinos, denominados de Conchas, Cavalos e Açu. Outros canais como o Rio Conceição e Rio Casqueiras, no trecho leste, formam esse extenso complexo estuarino (SOARES, 2012; ANA, 2014).

O Rio Piranhas-Açu, dispõe de baixa intensidade fluvial em decorrência dos barramentos do seu curso à montante, tais como a construção da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, construída em entre os anos de 1979 e 1983, que estabelece e regula a sua perenização para as porções à jusante, cuja vazão regularizada é de 17,8 m³/s (ANA, 2021; DNOCS, 2021).

Esse contexto físico-natural, permeado pela dimensão climática semiárida e os níveis elevados de evapotranspiração, classifica esse sistema estuarino como negativo ou hipersalino,

visto que a perda de água doce por evaporação excede a adição de precipitação (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2012; SOARES *et al.*, 2021).

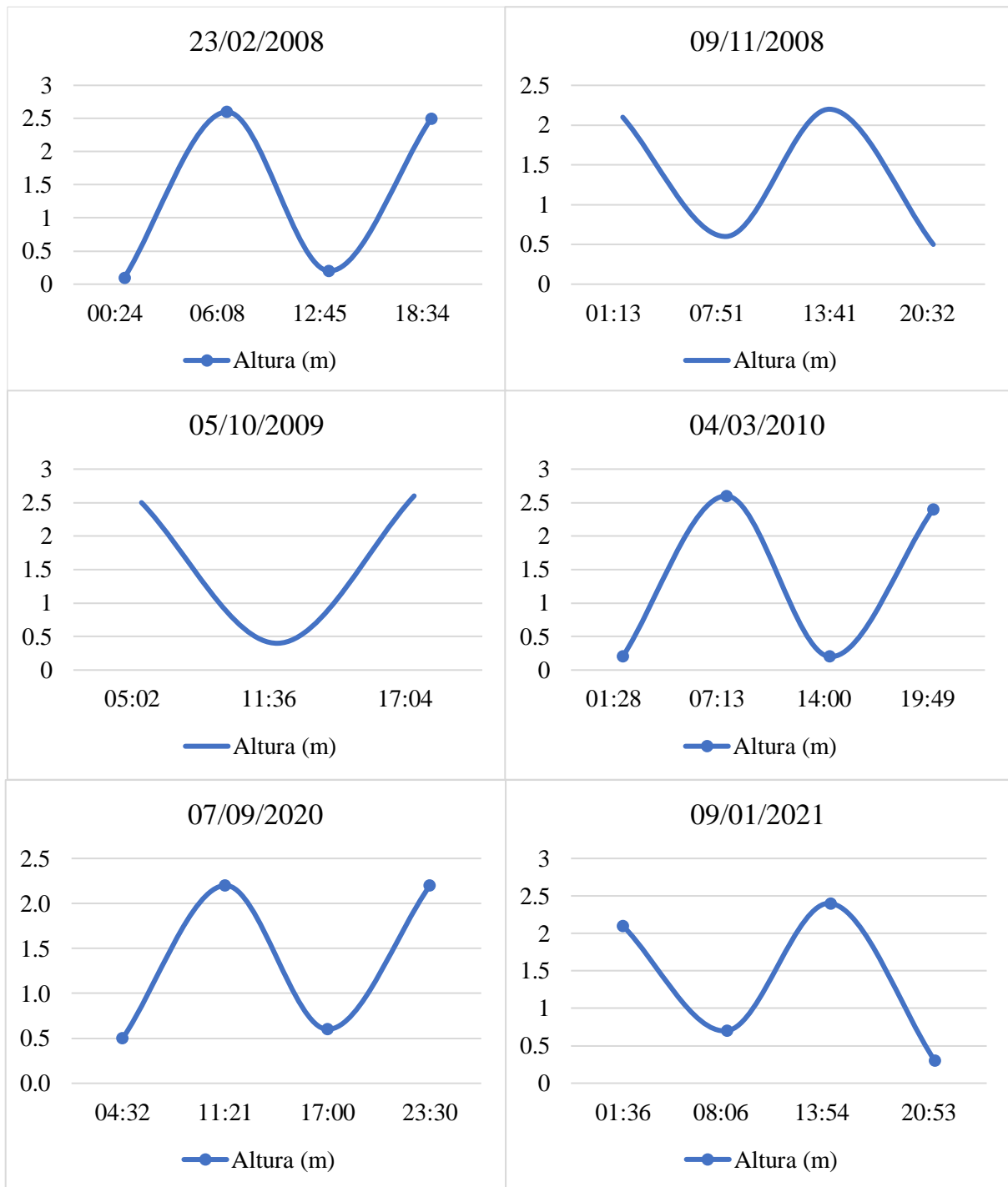
Em se tratando da salinidade, a característica predominante são as inundações e deposições de evaporitos, os quais são precipitados e formados como cristais de gipsita e halita, tornando os solos com elevado teor de salinidade, ou hipersalinos (COSTA *et al.*, 2018). Em outras palavras, Costa *et al.* (2014C) argumentam que o acúmulo gradual de sódio (Na) no solo, após os períodos de inundação nas marés altas, seguido pela rápida evaporação da água, formam extensas planícies de constituição hipersalina.

Como a área de estudo possui trechos de elevada salinidade, essa característica cria condições potencialmente propícia à extração de sal marinho. Historicamente, o parque salineiro do Estado do Rio Grande do Norte, que está localizado majoritariamente no trecho costeiro setentrional, é responsável por cerca de 97% de toda a produção de sal do País. Essa exploração acarretou importantes modificações na paisagem do sistema estuarino, especialmente em decorrência da construção de inúmeros tanques, diques e canais artificiais de drenagem (COSTA *et al.*, 2013B; COSTA *et al.*, 2015).

Em se tratando dos processos hidrodinâmicos da área, a energia das ondas e os fluxos de marés se apresentam como os principais responsáveis pela dinâmica sedimentar e erosiva deste setor litorâneo, conforme lembra Soares (2012). Sob um regime semi-diurno (duas preamares e duas baixa-mares), as suas correntes ocupam uma média de 2,34 m durante marés de sizígia, com ondas que podem atingir uma altura acima de 2 m. Em marés de quadratura, esse valor decresce para uma média de 0,43 m, com ondas alcançando médias inferiores a 0,40 m (MATOS *et al.*, 2019).

Considerando os dados das tábuas de marés no porto de Macau, com datas referentes à aquisição das imagens de satélite usadas no mapeamento do presente estudo, o regime de inundação e exposição ocorre por duas vezes ao dia, com as amplitudes de maré estimadas em preamar atingindo um valor máximo 2,6 m e a baixa-mar com 0,1 m, conforme indicam os dados da Marinha do Brasil (Figura 10).

Figura 10: Dados das tábuas de maré da foz do Rio Piranhas-Açu (porto de Macau/RN).



Fonte: Marinha do Brasil (BRASIL, 2020), elaborado pelo autor (2021).

As marés se constituem como uma das energias subsidiárias importantes que incidem sobre o manguezal, auxiliando desde a manutenção genética e fisiológica dos organismos, até a reposição dos níveis de salinidade do ecossistema. A salinidade, por sua vez, é considerada como um importante parâmetro ecológico, especialmente nesses setores semiáridos, onde pode

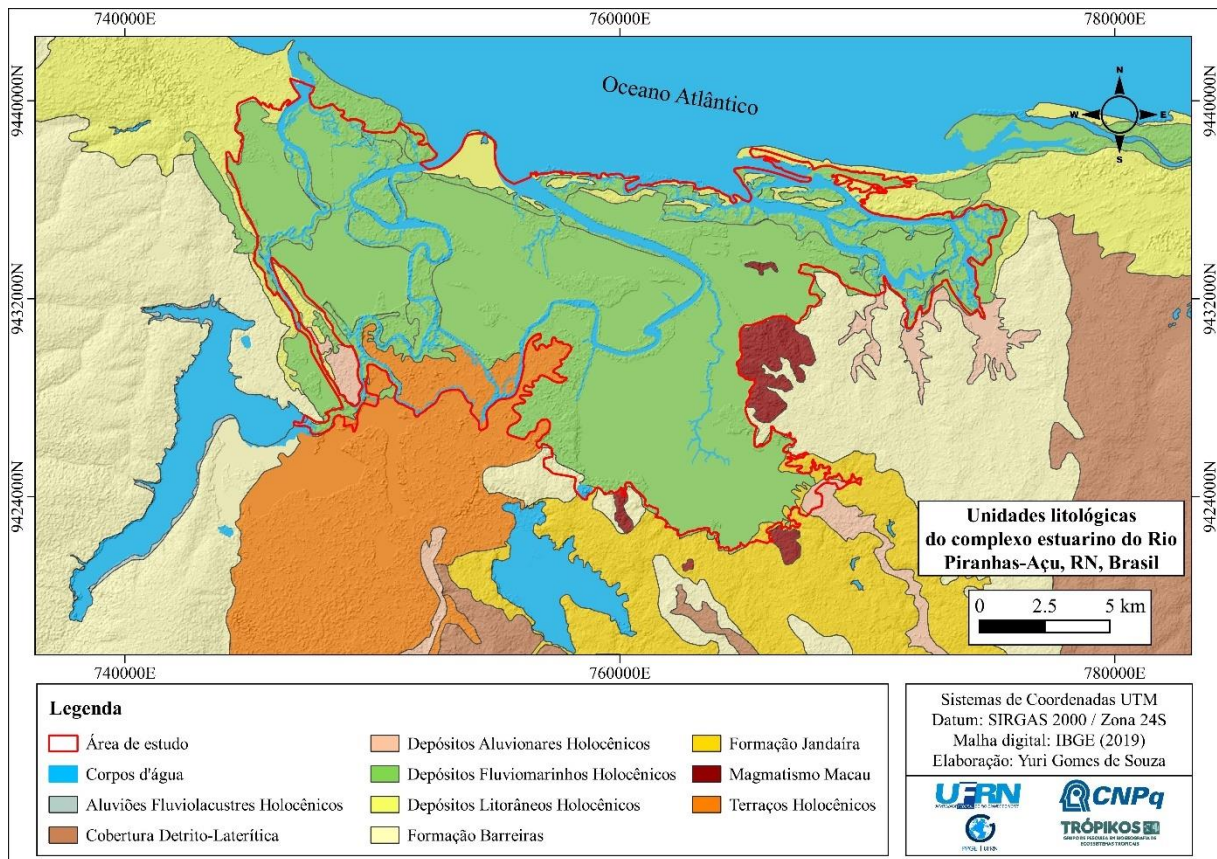
haver o acúmulo permanente de sais. Em casos de hipersalinidade, o desenvolvimento da vegetação de mangue pode ser particularmente comprometido, pois se enquadra como um fator limitante para a colonização das espécies do bosque (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986).

Esse sistema estuarino encontra-se alocado sob a formação da Bacia Potiguar, cuja gênese foi configurada a partir de processos tectônicos transformantes e de rifteamento em seus sistemas de falhas, após a separação das placas Sul-americana e Africana. Esse litoral setentrional, tem experimentado estágios regressivos e transgressivos desde o Cretáceo, e possui como responsáveis pela morfotectônica transformante as falhas de Carnaubais (NE-SW) e Afonso Bezerra (NW-SE). A contribuição permanente dessa atividade tectônica estaria associada na estruturação, evolução e no processo de sedimentação costeira desta região, principalmente na formação em vale do canal do Rio Açu (MATOS, 1992; CALDAS, 1998; BEZERRA *et al.*, 2009).

Inserido na Formação Barreiras e os afloramentos pós-Formação Barreiras, o sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu foi submetido a eventos de transgressão no Holoceno Médio e recuo do mar no Holoceno Tardio, ao longo dos últimos 8 mil anos (BARBOSA *et al.*, 2018). Segundo estes autores, com o preenchimento das estruturas sedimentares e o estabelecimento da rede de drenagem, a área evoluiu para a condição hidromórfica, formando lagos temporários e planícies entremarés, a qual condicionou a ampla formação de ecossistemas como o de manguezal.

As características das unidades litológicas da área de estudo reverberam-se de acordo com o contexto supracitado. Na região, são encontrados os Depósitos Flúvio-marinhos, Aluvionares, Eólicos e os Terraços Holocênicos, os quais são alocados e guardados sobre as formações Barreiras e Jandaíra (Figura 11). Essas unidades possuem majoritária influência dos sistemas dinâmicos de deposição e transporte, cujo material de composição vai desde solos halomórficos até arenitos ferruginosos de presença quartzosa (BEZERRA *et al.*, 2009).

Figura 11: Unidades litológicas do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN



Fonte: IBGE (2019), elaborado pelo autor (2020).

Em se tratando dos depósitos fluvio-marinhos, esses correspondem em quase que a totalidade da área de estudo, se fundamentando principalmente por meio da dinâmica hídrica continental e dos pulsos de marés. São formados por sedimentos constituídos de areia fina a silte, com altas concentrações de Matéria Orgânica, abrigando muitos ecossistemas importantes, dentre eles o manguezal (VITAL *et al.*, 2014).

Quanto aos depósitos fluvio-lacustres, esses podem ser entendidos como os repositórios de siliciclásticos finos, tais como areia, silte e argila, e bioclastos, os quais estão representados pelas lagoas costeiras da área, como a Lagamar e a do Queimado. Nesses trechos, são comuns a alta concentração salina, inclusive apresentando partículas de sais expostas nas superfícies secas (MOURA-LIMA *et al.*, 2010).

A Formação Jandaíra, por sua vez, é constituída pela deposição de sedimentos representados em sua maioria pelos calcarenitos, os quais formam uma extensa plataforma carbonática na Bacia. Em sua formação, a carstificação é condicionada pela associação dos sistemas de fraturas, que servem como tubulação para a água na dissolução (intemperismo

químico) da rocha carbonática. Como um exemplo desse processo destaca-se a ocorrência de cavernas e afloramentos calcários à montante da área de estudo, que estão diretamente ligada às falhas da Bacia Potiguar (MAIA *et al.*, 2012; VITAL *et al.*, 2014).

A Formação Barreiras, que foi depositada na Bacia Potiguar no início do Paleógeno, fornece o material de origem para os leques aluviais, praias e corpos de sedimentos da área. Essa unidade tem orientação NW-SE e dispõe de arenitos e conglomerados encontrados em suaves ondulações topográficas (MOURA-LIMA, 2010).

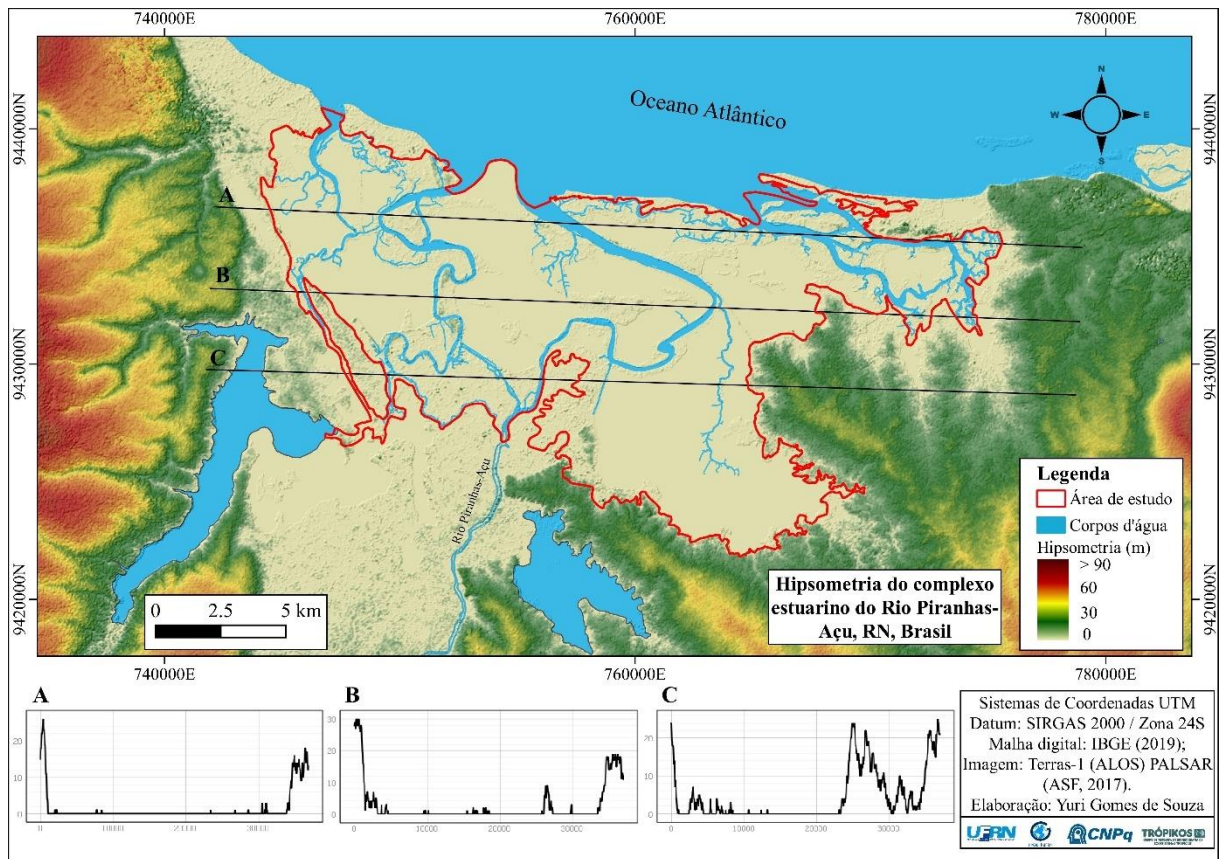
O Magmatismo Macau, que apresenta ínfimas ocorrências afloradas, de orientação NE e SE, foi sobreposto às formações Jandaíra, Barreiras e aos depósitos sedimentares fluvio-marinhos. São formados principalmente por rochas vulcânicas em forma de estruturas arredondadas distribuídas especialmente em basalto maciço (BEZERRA *et al.*, 2009; MOURA-LIMA *et al.*, 2010).

Em se tratando dos Terraços Holocênicos, que dominam o extenso vale fluvial, esses representam as antigas planícies de inundação que, devido ao rebaixamento do canal e aos processos deposicionais de acumulação, apresentam-se em um patamar elevado em relação ao leito do rio (ADERALDO; PEREZ FILHO, 2020).

A morfologia deste sistema estuarino encontra-se numa extensa planície flúvio-marinha, a qual possui estratos halomórficos e sedimentares depositados. Com cotas que variam de 0 a 10 m de altitude, a área é categoricamente plana, estando alocada em um verdadeiro vale encaixado entre o soerguimento da Serra do Mel, à oeste, e o domo de Mangue Seco, à leste, os quais suscitam nas duas áreas de topografia mais elevada dessa zona costeira, com valores acima de 90 m de altitude (Figura 12; Figura 13).

Com o rebaixamento do relevo da área de estudo, os principais agentes modeladores são os regimes de maré, os canais fluviais, os ventos e as atividades humanas, esta última com intensa atuação a partir das atividades de carcinicultura e salinicultura. Atualmente, a planície é constituída por depósitos holocênicos ricos em minerais como argila siltosa maciça e silte arenoso, oriundos da dinâmica estuarina e dos restos decompostos de vegetação de mangue (BARBOSA *et al.*, 2018).

Figura 12: Hipsometria do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.



Fonte: Alaska Satellite Facility (ASF, 2017), elaborado pelo autor (2020).

Figura 13: Planície flúvio-marinha do sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu (RN).



Fonte: Acervo da pesquisa (2021).

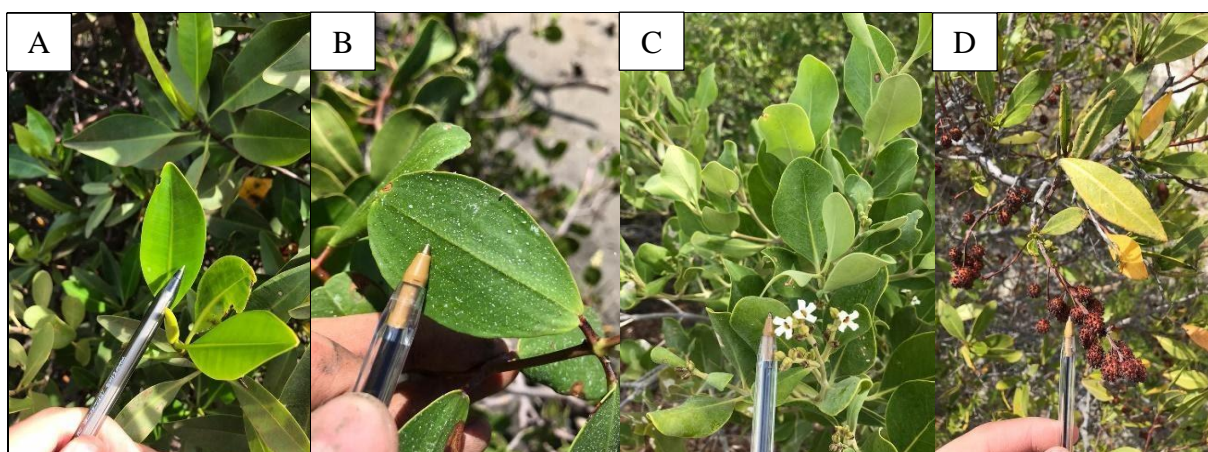
Como resultado dos fatores ambientais supracitados, os solos da área dispõem de características predominantemente fluvio-marinhas, a saber: Gleissolos Sálícos, que possuem caráter sódico de alta concentração de sais solúveis e onde se verifica a presença dos materiais sulfídricos; e os Gleissolos Tiomórficos, que podem ocorrer da sedimentação flúvio-marinha, são halomórficos, lamacentos e escuros, ricos em matéria orgânica e com alto teor de cloreto de sódio (EMBRAPA, 2018).

A flora da área é categoricamente associada às características edafoclimáticas decorrentes. Por estar inserido no clima semiárido, ocorre ocupação importante de espécies do bioma Caatinga e da *Copernicia prunifera* (carnaúba), além da presença de espécies exóticas como a *Prosopis juliflora* (algaroba), que colonizam até a porção costeira.

Nas áreas de solos mais drenados, com maior concentração de matéria orgânica, são encontrados os bosques de mangue a partir das espécies de *Rhizophora mangle* Linnaeus (1753) (A), *Laguncularia racemosa* C. F. Gaert (1807) (B), *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm (1939) (C) e, em ambientes associados, o *Conocarpus erectus* Linnaeus (1753) (D) (Quadro 2).

Embora não tenha sido identificado bosques de *Avicennia germinans* Linnaeus (1764), trabalhos como os de Costa *et al.* (2014B) e Guedes (2018) atestam sua ocorrência em estuários hipersalinos vizinhos, como o do Rio Apodi-Mossoró e Galinhos-Guamaré, respectivamente. Em trechos mais arenosos, especialmente nas áreas de planície hipersalina (apicum), é encontrado uma formação vegetal do tipo campo salino (IBGE, 2012).

Quadro 2: Identificação das espécies de mangue no sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu.



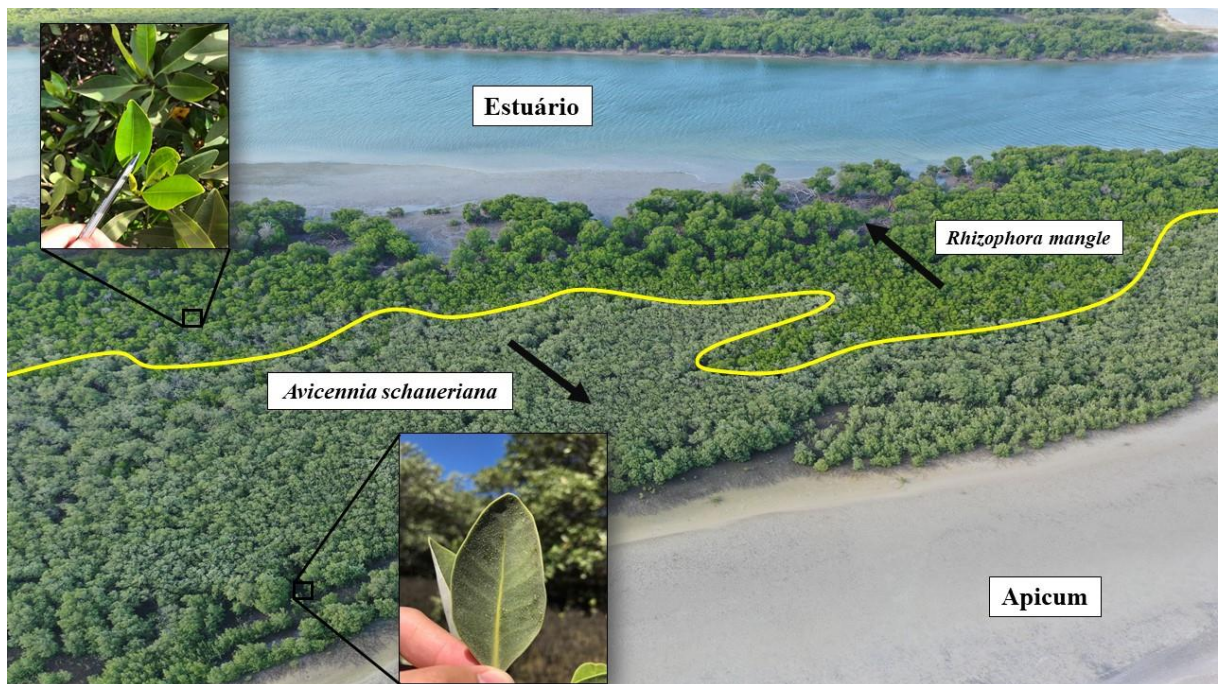
Fonte: Elaborado pelo autor com base no acervo da pesquisa (2021). Descrição: A)

Rhizophora mangle L. (1753); B) *Laguncularia racemosa* C. F. Gaert (1807); C) *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm (1939); D) *Conocarpus erectus* (1753).

As espécies *Rhizophora mangle* (A) e *Avicennia schaueriana* (C) predominam na cobertura da área, apesar da segunda ter majoritária ocorrência. Com distribuição clara, a primeira delas é encontrada nas bordas pantanosas dos canais estuarinos, sob a tonalidade verde escuro; e a segunda, em cor verde claro, ocupa os setores lamacentos mais internos do manguezal, muita das vezes colonizando até as fronteiras das planícies hipersalinas (apicuns), regiões características de maior salinidade (Figura 14).

Quando comparadas às duas supracitadas, a *Laguncularia racemosa* e a *Conocarpus erectus* ocupam em quantidade inferior e sem uniformidade de distribuição. A primeira delas é registrada em muitos dos substratos lamacentos, ocorrendo próximo dos bosques de *Rhizophora*, *Avicennia* e *Conocarpus*; e a segunda, alocada nos terrenos mais arenosos, adjacentes aos apicuns.

Figura 14: Distribuição das espécies de *Rhizophora mangle* e *Avicennia schaueriana* no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu.



Fonte: Elaborado pelo autor. Fotos: Daniel Dantas Moreira Gomes e Yuri Gomes de Souza (2020).

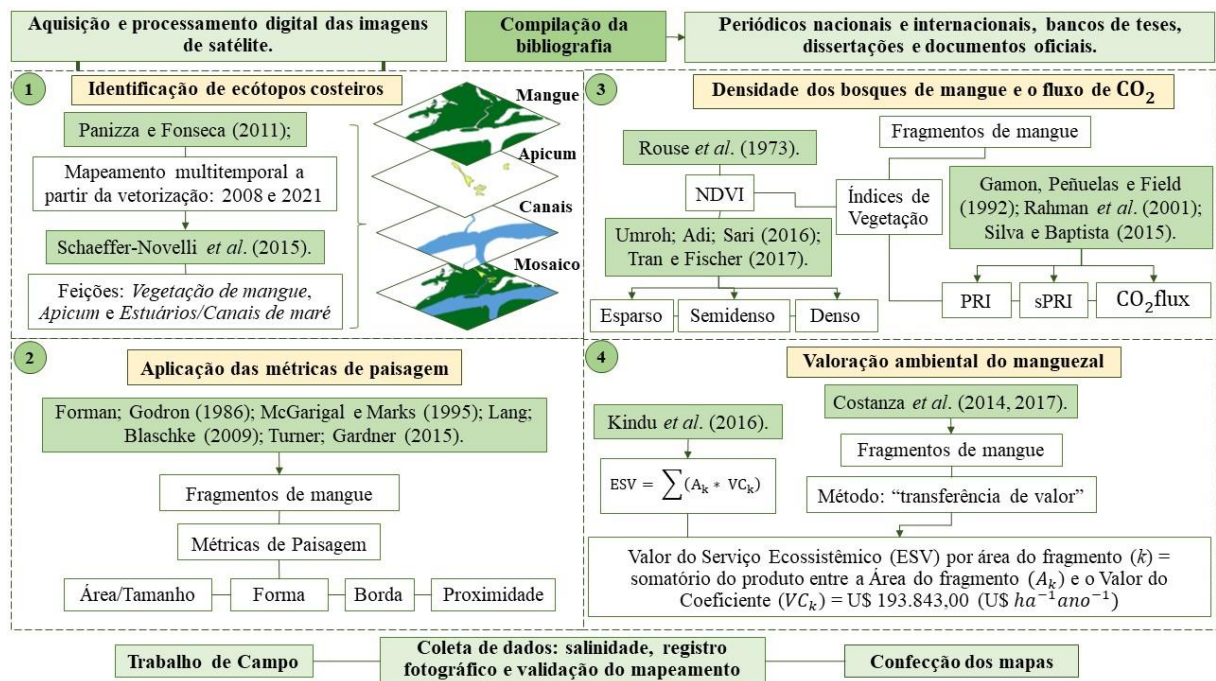
A respeito da fauna associada, de acordo com ANA (2013) existem espécies de elevada importância ecológica e econômica, a saber: moluscos como *Crassostrea rhizophorae* (ostra-do-mangue), *Mytella charruana* (sururu) *Mytella guyanensis* (mexilhão) e *Littorina angulifera* (búzio-do-mangue); crustáceos como *Ucides cordatus* (Caranguejo Uçá ou caranguejo verdadeiro), *Goniopsis cruentata* (Aratu-vermelho) *Callinectes sapidus* (siri) e *Penaeus schmitti* (camarão branco); e peixes como o *Diapterus phyllostomus* (carapeba branca), *Mugil curema* (tainha), *Genyatremus luteus* (coró branco). Muitas dessas espécies se utilizam do manguezal como berçário para abrigo, alimentação, reprodução e perpetuação genética.

3. CAPÍTULO III: METODOLOGIA

3.1. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Neste tópico são descritos os processos e procedimentos indispensáveis que alicerçam o desenvolvimento dessa pesquisa de dissertação. Os procedimentos metodológicos, principal roteiro para esclarecer os dados, técnicas e instrumentos utilizados, são tópicos fundamentais que organizam a lógica das etapas do então trabalho. Assim, criou-se um fluxograma para condensar cada um dos procedimentos associados aos objetivos pré-estabelecidos, conforme a Figura 15. O seguinte fluxograma consiste seguindo a ordem de 1 a 4, considerando cada um dos objetivos destacados na seção Introdução.

Figura 15: Fluxograma dos procedimentos metodológicos de execução da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

3.1.1. Revisão bibliográfica

A montagem da base teórico-conceitual e metodológica ocorreu a partir da compilação de artigos de periódicos internacionais e nacionais, de repositórios de teses e dissertações, bem como de documentos oficiais de órgãos Nacionais, a saber: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Agência Nacional das Águas (ANA) e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Todos esses textos balizaram a lógica do trabalho, os quais, por terem seus temas específicos dentro do

escopo da pesquisa, locupletaram a investigação do problema posto. Desse modo, destacam-se algumas das principais obras que alicerçaram parte dos conteúdos teóricos traçados para essa pesquisa (Quadro 3).

Quadro 3: Principais bases teóricas utilizadas de acordo com sua área de concentração.

Obras	Autores
Paisagem	
<i>Some general principles of landscape and regional ecology</i>	Forman (1995).
Paisagem e geografia física global	Bertrand (2004).
Análise da Paisagem com SIG.	Lang e Blaschke (2009).
<i>Landscape Ecology: Past, Present, and Future.</i>	Cushman, Evans e Mcgarigal (2010).
Geoecologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental.	Rodríguez, Silva e Cavalcanti (2017).
Ecossistema e Ecótopo	
<i>The use and abuse of vegetational concepts and terms.</i>	Tansley (1935).
<i>Spatially nested ecosystems: guidelines for classification from a hierarchical perspective.</i>	Klijn (1994).
<i>Ecosystem Geography.</i>	Bailey (2009).
<i>Ecological Functions of Landscapes.</i>	Kiryushin (2018).
Ecossistema de Manguezal	
<i>Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast.</i>	Schaeffer-Novelli <i>et al.</i> (1990).
<i>Biology of mangroves and mangrove Ecosystems.</i>	Kathiresan e Bingham (2001).
<i>Mangrove Coast.</i>	Duke (2014).
Monitoramento do ecossistema manguezal: estrutura e características funcionais.	Schaeffer-Novelli, Vale e Cintrón (2015).
Sensoriamento Remoto aplicado ao Manguezal	
Sensoriamento remoto do ambiente.	Jensen (2009).
Sensoriamento remoto no estudo da vegetação.	Ponzoni e Shimabukuro (2010).
<i>Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review.</i>	Kuenzer <i>et al.</i> (2011).

<i>Spatiotemporal changes and fragmentation of mangroves and its effects on fish diversity in Ca Mau Province (Vietnam).</i>	Tran e Fischer (2017).
<i>Linking In Situ Photochemical Reflectance Index measurements with mangrove carbon dynamics in a subtropical coastal wetland</i>	Zhu <i>et al.</i> (2019).
Serviços Ecossistêmicos	
<i>Ecosystems and human well-being: synthesis</i>	MEA (2005).
<i>Ecosystem services: Exploring a geographical perspective.</i>	Potschin e Haines-Young (2011).
<i>Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units</i>	De Groot <i>et al.</i> (2012).
<i>Changes in the global value of ecosystem services.</i>	Costanza <i>et al.</i> (2014).
<i>Mapping Ecosystem Services</i>	Burkhard e Maes (2017).
<i>Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Guidance on the Application of the Revised Structure</i>	Haines-Young e Potschin (2018).

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

3.1.2. Mapeamento do manguezal em 2008 e 2021

O recorte espacial determinado para essa pesquisa foi o complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN, setor onde aloca extensa área de manguezal. Para realização do mapeamento das feições desse ecossistema em 2008 e 2021, foram utilizadas, em virtude da quantidade de nuvens e disponibilidade de dados, seis imagens do programa CBERS (China-Brazil Earth Resources Satellite, Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres).

É necessário salientar, antes de tudo, que o recorte temporal utilizado (2008 e 2021), teve como ponto de partida as seguintes justificativas: 1) disponibilidade e balizamento de imagens CBERS com as mesmas resoluções espaciais para cobrir a área nesse período; e 2) hipótese de que a vegetação de mangue, enquanto bioindicador natural, tivesse sido particularmente degradada na última década.

Em termos do recorte temporal 2008, fez-se uso de quatro imagens do satélite CBERS 2B, conforme necessidade de cobrir toda a área de estudo, as quais foram originárias da Câmera Pancromática de Alta Resolução – HRC, de resolução espacial de 2.7 m, tendo datas de

aquisição de 23/02/2008, 09/11/2008, 05/10/2009 e 04/03/2010.

Em se tratando do recorte 2021, utilizou-se duas imagens do satélite CBERS 4A, que teve como sensor a Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura (WPM), com 2,0 m de resolução, as quais foram referentes às datas de imageamento de 07/09/2020 e 09/01/2021. A aquisição das referidas imagens ocorreu na plataforma *database* do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (<http://www.dgi.inpe.br/catalogo>) (Quadro 4).

Quadro 4: Descrição das imagens de satélite utilizadas no mapeamento espaço-temporal.

Recorte	Data de imageamento	Imagem	Satélite	Resolução espacial (m)	Órbita/ponto
(2008)	23/02/2008	01	CBERS 2B	2,7	148_C/106
	09/11/2008	02	CBERS 2B	2,7	148_B/106
	05/10/2009	03	CBERS 2B	2,7	148_B/106
	04/03/2010	04	CBERS 2B	2,7	148_C/106
(2021)	07/09/2020	05	CBERS 4A	2,0	195/119
	09/01/2021	06	CBERS 4A	2,0	195/119

Fonte: Elaborado pelo autor com base em INPE (2021).

As imagens foram submetidas ao processamento de correção do georreferenciamento a partir do conjunto de pontos de referência pré-estabelecidos, onde foram inseridas na grade de coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator) o DATUM SIRGAS 2000/Zona 24S. Esse procedimento consistiu por meio do auxílio da biblioteca GDAL (*Geospatial Data Abstraction Library*) através da ferramenta algorítmica “Georreferenciador” (WARMERDAM, 2008).




Quanto ao tratamento das imagens, foram estabelecidos alguns ajustes de realce a partir de ferramentas de contraste e do histograma, visando diminuir os ruídos e melhorar a qualidade de sua interpretação, e em seguida, para auxiliar esse processo, realizou-se a composição colorida das imagens por meio do mosaico das bandas 3 (*Red*), 2 (*Green*), 1 (*Blue*). Tais procedimentos são disponíveis para o QGIS (QGIS Development Team, 2018), versão 3.4.15 Madeira (GNU - *General Public License*®).

Levando em consideração a complexa heterogeneidade de uso e cobertura da área de estudo e visando minimizar a ocorrência de confusão com os demais alvos terrestres, fez-se necessário a utilização da vetorização a partir do método de “interpretação de imagens”

mediante chaves de identificação, conforme sugerem Panizza e Fonseca (2011) (Quadro 5).

Dentre os parâmetros estabelecidos pelos autores, foram considerados os atributos de tonalidade/cor, textura, padrão, forma e localização, o que potencializou a identificação das feições. Esse procedimento foi realizado em ambiente de Sistema de Informação Geográfico (SIG) QGIS, a partir da ferramenta gerenciador de camadas vetoriais. No SIG, também foi feita a quantificação (cálculo da área) e tabulação de cada uma das classes com o auxílio da calculadora de campo na tabela de atributos. A representação de tais resultados foi organizada em tabelas e gráficos por meio do *software Microsoft Excel 2019* (Licença: *Microsoft Office© - Home and Student 2019*), e, em seguida, espacializados em formas de mapas.

Quadro 5: Chave de interpretação do ecossistema manguezal no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu (RN).

Identificação Tipológica	Amostra	Descrição
Apicum		Tonalidade e coloração branca e acinzentada, com textura lisa e forma irregular (formação de planície hipersalina).
Estuários/Canais de maré		Tonalidade e coloração azul, com textura lisa e forma irregular (formação de estuários/canais de maré).
Vegetação de mangue		Tonalidade e coloração verde, com textura rugosa e forma irregular (formação de bosque de mangue).

Fonte: Elaborado pelo autor, com base em Panizza e Fonseca (2011, p. 41).

Para validar o referido mapeamento, foi gerada uma matriz de confusão mediante pontos coletados em campo a partir da utilização do receptor de sinais GNSS – *Global Navigation Satellite System*, os quais subsidiaram a aplicação dos índices de Exatidão Global e o Índice Kappa. Tais indicadores buscaram acurar estatisticamente o nível de compatibilidade entre os objetos mapeados e a realidade da superfície da área (CONGALTON, 1991).

O cômputo da Exatidão Global foi estimado a partir da divisão da soma da diagonal principal da matriz de erros x_{ii} pelo número total de amostras coletadas n (Equação 01).

$$EG = \frac{\sum_{i=1}^c x_{ii}}{n} \quad \text{(Equação 01)}$$

Para o coeficiente Kappa, enquanto técnica multivariada usada na avaliação dos elementos da matriz de confusão, foi feito o cálculo a partir da Equação 02, onde K representa o estimativa do *Kappa*; x_{ii} , o número de observações na linha i e coluna i ; x_{i+} , soma da linha; x_{+i} , soma da coluna i da matriz de confusão; e n , número total de observações entre a realidade espacial e o mapeamento (CONGALTON, 1991).

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^c x_{ii} - \sum_{i=1}^c (x_{i+} x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^c (x_{i+} x_{+i})} \quad \text{(Equação 02)}$$

De acordo com os dados adquiridos, fez-se a comparação dos limiares de acurácia do mapeamento a partir da proposta estabelecida por Landis e Koch (1977), conforme é descrito na Tabela 3.

Tabela 3: Acurácia correspondente ao desempenho do Índice Kappa.

Índice Kappa	Acurácia
< 0,00	Péssima
0,00 - 0,20	Ruim
0,21 - 0,40	Razoável
0,41 - 0,60	Bom
0,61 - 0,80	Muito Bom
0,81 - 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

3.1.3. Métrica de paisagem aplicada aos fragmentos de mangue

Embora exista um compêndio importante de métricas na literatura, que se difundem entre níveis de mancha, classe e paisagem, para esse estudo foi feito um recorte de algumas delas, especificamente sobre as de nível de classe e nível de mancha, as quais possibilitam a apropriação da ocorrência e características dos fragmentos, bem como suas tendências no mosaico espacial ao longo do tempo (FORMAN, 1995; LANG; BLASCHKE, 2009).

Para analisar a configuração e o nível de fragmentação dos ecótopos de mangue, por meio dos seus fragmentos florestais, fez-se uso das métricas referentes a área/tamanho, forma, borda e vizinhança (vizinho mais próximo), as quais podem ser visualizadas no Quadro 6.

Em termos da métrica de área/tamanho, pode ser entendida como uma medida de composição da paisagem por meio da distribuição de manchas específicas, que nesse caso são os fragmentos florestais. Quanto a de Borda, é representada pelos trechos fronteirços entre as manchas, onde ocorrem as principais influências e efeitos externos. Sobre a de Forma, é possível medir o formato da mancha por meio de um padrão circular, onde, à medida em que se distancia do formato de uma circunferência, os valores aumentam. Essa métrica pode se associar perfeitamente com a de borda, entre a relação área-perímetro, pois muitos dos formatos das manchas são notadamente influenciados pelos “efeitos de borda”. Por fim, a métrica do vizinho mais próximo, que se define pela distância entre os fragmentos, por meio da conectividade ou isolamento desses (MCGARIGAL; MARKS, 1995; FORMAN, 1995; LANG; BLASCHKE, 2009; MCGARIGAL, 2014).

Quadro 6: Métricas de Paisagem utilizadas para análise dos fragmentos de mangue.

Grupos	Métrica	Sigla	Unidade	Fórmula	Descrição
Área e Tamanho	<i>Class Area</i>	CA	ha	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij}$	Somatório das áreas de todos os fragmentos
	<i>Number of Patches</i>	NumP	-	$NUMP = \sum p_{ij}$	Total de fragmentos
	<i>Mean Patch Size</i>	MPS	ha	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i}$	Tamanho médio dos fragmentos
Borda	<i>Total Edge</i>	TE	km	$TE = \sum p_{ij}$	Extensão total

					da borda
Forma	<i>Mean Shape Index</i>	MSI	-	$MSI = \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi \cdot a_{ij}}}$	Indicador médio da forma
	<i>Mean Perimeter Area Ratio</i>	MPAR	ha	$MPAR = \frac{p_{ij}}{a_{ij}}$	Razão média do perímetro pela área
Proximidade	<i>Euclidian Nearest-Neighbor</i>	NNE	m	$NNE = h_{ij}$	Distância média do vizinho mais próximo

Fonte: Elaborado pelo autor, adaptado de McGarigal e Marks (1995) e Wu (2012).

Em que, \sum representa o somatório; a_{ij} significa área da mancha “i” de um determinado tipo de classe “j”; “ p_{ij} ” equivale ao comprimento total do perímetro das manchas “i” na paisagem de uma classe “j”; “ n_i ” representa o número de manchas na paisagem de uma determinada classe “i”; e h_{ij} é a distância mais curta de uma mancha a outra em relação as suas bordas.

Os dados foram compilados em ambiente SIG, por meio da utilização da extensão V-LATE 2.0 operado pelo ArcMap/ARCGIS v.10.5 (ESRI® - versão acadêmica), destinando para cada métrica uma coluna na tabela de atributos de ambas as *shapefiles* dos anos analisados (2008 e 2021). Em seguida, os valores puderam ser representados em forma de tabelas, gráficos e mapas.

3.1.4. Densidade de cobertura do mangue e o fluxo de CO₂

Para estimar a densidade dos bosques de mangue, sua capacidade fotossinteticamente ativa e o seu potencial à captura de CO₂, foi utilizado uma imagem do Sentinel-2B (*MultiSpectral Instrument Sensor* - MSI) com resolução espacial de 10m e com data referente a 03/08/2020, ponto e órbita 52 de nº 24MYV. Essa cena foi adquirida na plataforma do Serviço Geológico dos Estados Unidos - USGS (<https://glovis.usgs.gov/app>).

Para o processamento digital dessa imagem, foi realizada a conversão da Reflectância no Topo da Atmosfera (*Top Of Atmosphere* – TOA) para a Reflectância na Base da Atmosfera (*Bottom Of Atmosphere Reflectance* ou BOA), considerando a necessidade de correção das

distorções do sensor e de eventuais influências dos elementos atmosféricos. Essa conversão consistiu no processamento das bandas espectrais para o cálculo dos índices de vegetação, a saber: Azul (*Blue*), Verde (*Green*), Vermelho (*Red*) e Infravermelho próximo (*NIR*), por meio do procedimento *Dark-Object Subtraction* (DOS1) da ferramenta “*Preprocessing*”, via *plugin Semi-Automatic Classification Plugin – SCP* do QGIS (CONGEDO, 2016; REZENDE; MARQUES; ROSA, 2017).

Primeiramente, foi gerado o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) a partir das bandas do vermelho e infravermelho próximo, por meio do auxílio da calculadora *raster*. Este índice, por sua vez, auxilia nas estimativas de densidade e no vigor da vegetação verde sobre a superfície terrestre, e o seu intervalo espectral, que varia de -1 a 1, indica que à medida em que se aproxima de 1 ocorre maior densidade da vegetação, conforme apontam Tran e Fischer (2017). Dessa forma, foram adotados os valores para o NDVI com base na densidade do dossel, os quais foram sugeridos pelos autores Umroh; Adi e Sari (2016) e Tran e Fischer (2017) (Tabela 4).

Tabela 4: Valores de NDVI com base na densidade do bosque de mangue.

NDVI	Classes
< 0,42	Esparso
0,43 - 0,71	Semidenso
0,72 >	Denso

Fonte: Elaborado pelo autor, com base em Umroh; Adi e Sari (2016) e Tran e Fischer (2017).

Dessa forma, o cálculo do NDVI consiste na razão entre as refletâncias (R_λ) da banda 4 do vermelho (*Red*) e banda 8 do infravermelho próximo (*NIR*), sendo representada a partir da Equação 03, proposta por Rouse *et al.* (1973).

$$NDVI = \frac{(R_{RED} - R_{NIR})}{(R_{RED} + R_{NIR})} \quad \text{(Equação 03)}$$

Em seguida, o Índice de Reflectância Fotoquímica (PRI) foi calculado a partir da razão entre as refletâncias da banda 2 (Azul) e a banda 3 (Verde), considerando a equação proposta por Gamon, Peñuelas e Field (1992) (equação 4). Este índice, atua na medição da capacidade de utilização da energia luminosa pelas plantas, e por isso é considerado um importante

indicador para a modelagem da capacidade de absorção do dióxido de carbono (CO₂) atmosférico. Varia de -1 a 1, cuja resposta indica que valores negativos representam em sua maioria alta atividade fotossintética dos vegetais (GAMON; PEÑUELAS; FIELD, 1992; RAHMAN *et al.*, 2001; GAMON *et al.*, 2015).

$$\text{PRI} = \frac{(R_{\text{BLUE}} - R_{\text{GREEN}})}{(R_{\text{BLUE}} + R_{\text{GREEN}})} \quad \text{(Equação 4)}$$

Após esse cômputo, foi necessária uma readequação dos valores negativos encontrados no índice PRI para valores positivos por meio do Índice de Reflectância Fotoquímica Melhorado (sPRI), o qual possui uma grandeza que varia de 0 a 1. O sPRI, que auxilia na “normalização dos dados de verdura” da planta, indica que quanto mais próximo de 1, maior a atividade fotossintética do bosque. Para o cálculo do sPRI, fez-se uso da Equação 5, a qual consiste na razão entre o PRI somado com 1, dividido por 2 (RAHMAN *et al.*, 2001; SILVA; BAPTISTA, 2015).

$$\text{sPRI} = \frac{(\text{PRI} + 1)}{2} \quad \text{(Equação 5)}$$

Para determinar o Índice de Vegetação de Fluxo de Carbono (CO₂flux), foi utilizada a Equação 6, proposta por Rahman *et al.* (2001), que assinala o cálculo do produto entre os índices sPRI e o NDVI. Com esse índice, é possível estimar a tendência à absorção do fluxo de CO₂ atmosférico, cuja resposta assinala que valores positivos acima de 0 representam as áreas com maior capacidade de fixação do CO₂. Os maiores valores de atividade fotossintética indicam tendência crescente às maiores respostas do CO₂flux, implicando dizer que existe uma proporcionalidade entre fotossíntese e captura de CO₂, de modo que quanto maior o valor do CO₂flux, maior o indicativo de absorção do CO₂ (RAHMAN *et al.*, 2001; SILVA; BAPTISTA, 2015; SANTOS, 2017).

$$\text{CO}_2\text{flux} = \text{sPRI} * \text{NDVI} \quad \text{(Equação 6)}$$

Posteriormente, foi estabelecido a quantificação dos índices por meio do cálculo do algoritmo *r.report* do módulo GRASS 7.8.2, acoplado ao QGIS, bem como as análises dos

histogramas, adquirindo as áreas totais e específicas para cada um deles. Considerando que cada pixel da imagem Sentinel-2B tem a dimensão de 10x10m, optou-se pela utilização da Equação 7 para subsidiar a transformação dos valores de pixels em hectares (ha).

$$\frac{VTP \times 100}{10000} \quad \text{(Equação 07)}$$

Em que, VTP representa o Valor Total de Pixels contidos na delimitação da área de estudo; 100 consiste no valor em metros quadrados de 1 pixel, referente a resolução espacial do Sentinel-2B; e 10.000, corresponde ao valor de 1 hectare.

3.1.5. Valoração ambiental do manguezal

A partir da distribuição espacial dos fragmentos de mangue, foi possível aferir a partir da metodologia de “transferência de valor”, proposta por Costanza *et al.* (2014), a qual é amparada nos estudos de Costanza *et al.* (1997) e De Groot (2012), a aproximação da magnitude relativa entre a ocupação existente do ecótopo e sua importância frente ao fornecimento de serviços ecossistêmicos.

Com isso, foram preparados em ambiente SIG o cálculo das áreas correspondentes a cada fragmento de mangue dos anos analisados (2008-2021). Esse procedimento ocorre em ambiente da tabela de atributos de cada *shapefile*, por meio da calculadora de campo em seu algoritmo de área (QGIS Development Team, 2018).

Em se tratando dos coeficientes de Valor do Serviço Ecosistêmico (ESV) por área do fragmento (k), esses são estimados a partir do somatório do produto entre a Área do fragmento (A_k) e o Valor do Coeficiente (VC_k) = US\$ 193.843,00 (US\$ ha⁻¹ano⁻¹), conforme sugerem De Groot *et al.* (2012) e Costanza *et al.* (2014). Considerando a computação monetária de treze serviços funcionais para as áreas de mangue contidos nos estudos supracitados, fez-se o levantamento do seu valor econômico total. É necessário enfatizar, no entanto, que o VC_k data de uma Paridade do Poder de Compra (PPC) referente ao ano de 2007, ano em que os dados do estudo foram levantados. Assim, fez-se o ajuste para 2021, adotando-se a conversão de inflação em \$ 1,29, cujo resultado foi de $VC_k = \text{US\$ } 250.503,10 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Dessa forma, para o referido cálculo foi utilizada a equação recomendada nos estudos de Kindu *et al.* (2016) (Equação 8).

$$ESV = \sum (A_k * VC_k) \quad \text{(Equação 08)}$$

Os valores são inseridos na tabela de atributos de cada um dos fragmentos de mangue em ambiente SIG, os quais indicarão desde o valor total (somatório) até os específicos por fragmento. Por fim, foram construídos dois mapas com a representação espacial de tais estimativas monetárias e sob a segmentação de cores por fragmentos.

3.1.6. Trabalho de campo

O exercício de campo teve a finalidade de reconhecimento da área de estudo, visando aproximar o pesquisador com o seu objeto, bem como para coleta de dados, pontos amostrais e fotografias, os quais serviram de auxílio para a caracterização da área e validação do mapeamento das feições do manguezal, a saber: Vegetação de Mangue, Apicum e Estuários/Canais de Maré.

Em campo, foram utilizados instrumentos cartográficos para facilitar a identificação das feições mapeadas, tais como carta imagem impressa e receptor de sinal GPS (*Global Position System* - Modelo: Garmin eTrex 10), que auxiliou a coleta de coordenadas, e câmera fotográfica para registro visual. Em termos da coleta e medição de salinidade do complexo estuarino, foi necessário o auxílio de equipamentos como pipeta e refratômetro (salinômetro) portátil (Modelo: Instrutherm RTS-101ATC). Assim, algumas das atividades desenvolvidas em campo podem ser visualizadas por meio da Figura 16.

Com isso, foram planejadas e executadas as atividades de campo entre os municípios de Carnaubais, Porto do Mangue, Perndências e Macau, os quais ocorreram entre os dias 04 a 06 de dezembro de 2020 e 04 a 06 e 25 a 27 de fevereiro de 2021. Considerando a dimensão da área de estudo e a dificuldade de acesso a alguns dos seus setores, buscou-se nessas datas realizar três objetivos principais: A) Reconhecimento da área de estudo; B) Identificação de todas as feições do manguezal; C) Medição de salinidade na lâmina d'água de cada um dos canais estuarinos do complexo; e D) Validação de todo o mapeamento proposto (Figura 16).

Figura 16: Representação dos procedimentos realizados em campo.



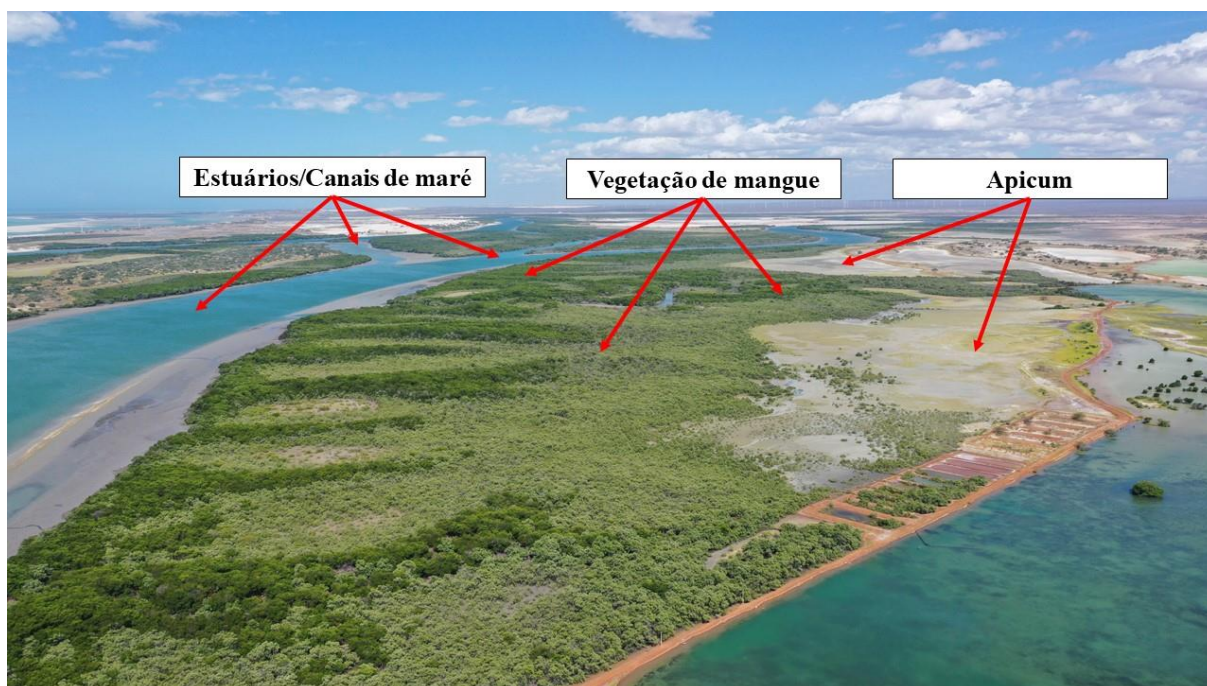
Fonte: Acervo da pesquisa (2021). 1) Identificação das feições do manguezal mapeadas; 2) Medição de salinidade em canais estuarinos com salinômetro portátil (A) e pipeta (B); 3) Reconhecimento das espécies de mangue; 4) Verificação das áreas de apicum; 5) Registro das áreas estuarinas e dos canais de maré.

4. CAPÍTULO IV: RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. MONITORAMENTO DE ECÓTOPOS DE MANGUEZAL: UMA ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL NO SISTEMA ESTUARINO DO RIO PIRANHAS-AÇU, NORDESTE DO BRASIL

No sistema estuarino semiárido do Rio Piranhas-Açu, foi possível identificar três feições de ecótipos, a saber: *apicum*, *vegetação de mangue* e *estuários/canais de maré* (Figura 17). Esse mosaico de classes foi mapeado em tempos cronologicamente distintos, tendo em vista que, para que se pudesse entender a distribuição atual (2021), seria necessário verificar a dinâmica de ocupação pretérita (2008).

Figura 17: Representação das classes mapeadas de apicum, estuários/canais de maré e vegetação de mangue.



Fonte: Elaborado pelo autor. Foto: Daniel Dantas Moreira Gomes (2020).

É necessário ressaltar que o recorte temporal utilizado (2008 e 2021), teve como ponto de partida as seguintes justificativas: 1) disponibilidade e balizamento de imagens CBERS com as mesmas resoluções espaciais para cobrir a área nesse período; e 2) hipótese de que a vegetação de mangue, enquanto bioindicador natural, tivesse sido particularmente degradada na última década.

Em se tratando dos resultados de 2008, foi possível identificar um total de 8.078,9 ha para todas as classes supracitadas. Considerando tais números, a classe *vegetação de mangue* apresentou a maior ocupação em relação às demais, com 3.168,1 ha (39,2%); seguida pelas classes de *apicum*, com 2.514,5 ha (31,1%), e *estuários/canais de maré*, com 2.396,3 ha (29,7%). Quanto ao recorte 2021, a *vegetação de mangue* permaneceu com a maior ocupação, com 2.838,3 ha (36,7%). Já a classe *estuários/canais de maré*, representando a segunda maior cobertura, dispôs de 2.444,9 ha (31,7%), e o *apicum*, 2.438,1 ha (31,6%). A distribuição total das classes para essa data foi de 7.721,2 ha.

Observou-se que dentre as classes mapeadas, apenas a classe *estuários/canais de maré* apresentou incremento de 48,6 ha, todavia, por serem ambientes aquáticos influenciados pela dinâmica de fluxo ora fluvial ora marinho, sua ocupação pode variar ao longo do tempo tanto verticalmente como horizontalmente no processo de mistura da zona estuarina. Em termos da classe *estuários/canais de maré*, percebeu-se um aumento da cobertura em decorrência da dinâmica fluviomarinha (aumento transversal de alguns canais próximos à foz), bem como do aparecimento de pequenos canais de drenagem principalmente em áreas de mangue degradado. Quanto à feição *apicum*, essa teve sua redução condicionada especialmente pela colonização e regeneração natural da *vegetação de mangue* em seus trechos.

Por outro lado, a *vegetação de mangue* e *apicum* apresentam reduções, especialmente o primeiro, com -329,8 ha, e o segundo, com -76,4 ha. Esse declínio reverberou no resultado final da cobertura da área, e, embora tenha havido um aumento na classe de *estuários/canais de maré*, o total de redução ainda atingiu -357,6 ha (Tabela 5). A espacialização de tais resultados pode ser visualizada nas Figuras 18 e 19.

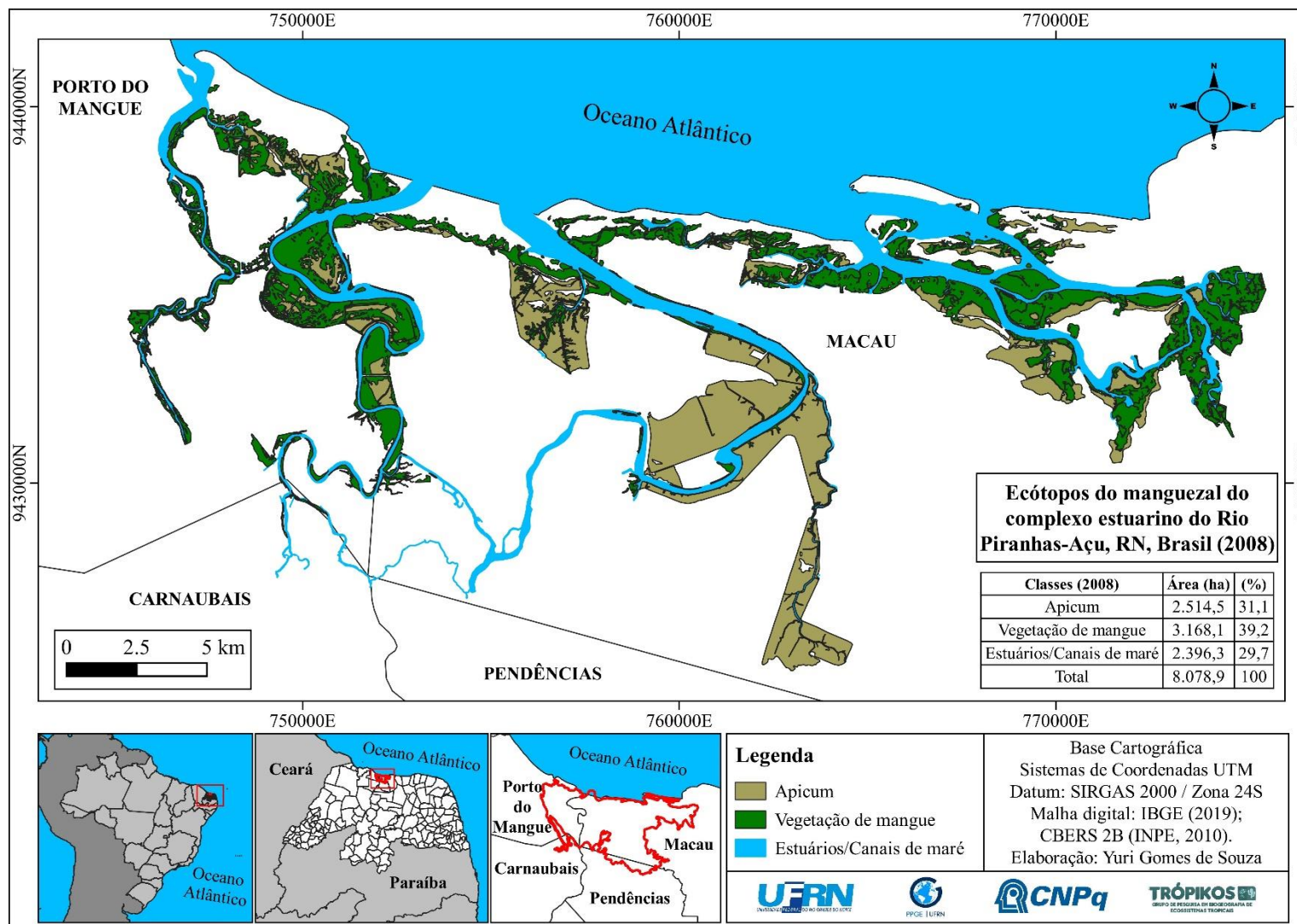
Tabela 5: Quantificação dos ecótopos de manguezal em 2008 e 2021.

Classes	2008		2021		Total
	Área (ha)	Percentual (%)	Área (ha)	Percentual (%)	Área (ha)
Apicum	2.514,5	31,1	2.438,1	31,6	-76,4
Vegetação de mangue	3.168,1	39,2	2.838,3	36,7	-329,8
Estuários/ Canais de maré	2.396,3	29,7	2.444,9	31,7	48,6
Total	8.078,9	100	7.721,2	100	-357,6

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

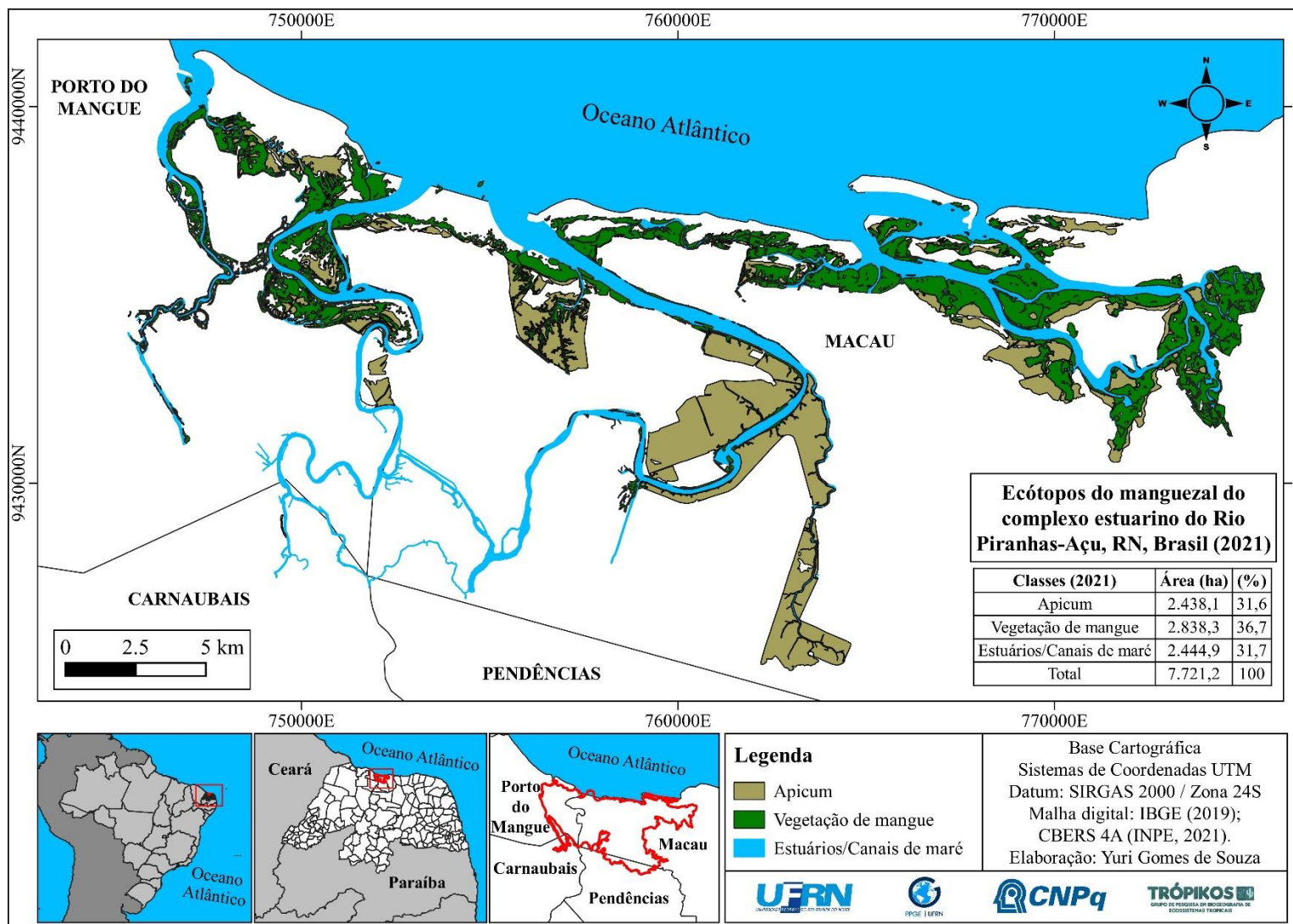
Considerando a área de cobertura do manguezal, e buscando facilitar a visualização nos mapas acerca da dinâmica dos fragmentos, gerou-se um novo mapa, integrando especificamente os dados de *vegetação de mangue* para apresentar os setores onde o mangue foi identificado em condições fitofisionômicas ressequidas e sem níveis aparentes de rebrota (mangue degradado). Em seguida, inseriu-se círculos amostrais com o objetivo de representar as regiões de maior concentração de *vegetação de mangue* em perda (círculos vermelhos) e em aumento (círculos pretos). Para tanto, os fragmentos de mangue de 2008 foram sobrepostos no mapa para que se pudesse verificar as áreas que diminuíram, a qual é representada pela classe de mangue degradado (Figura 20).

Figura 18: Espacialização dos ecótipos de manguezal no sistema do Rio Piranhas-Açu (2008).



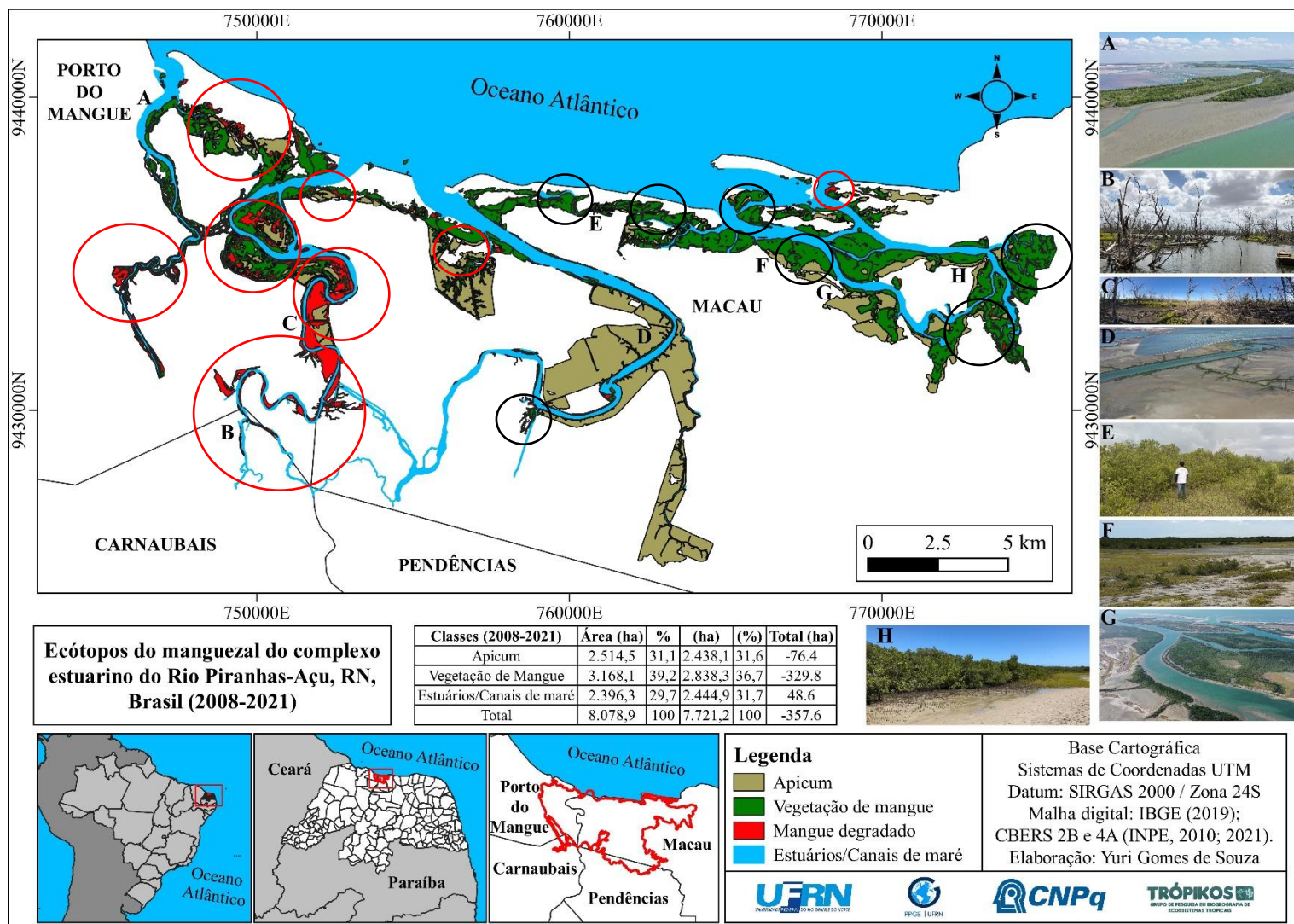
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 19: Espacialização dos ecótipos de manguezal no sistema do Rio Piranhas-Açu (2021).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 20: Comparação da cobertura do manguezal (2008 e 2021).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Embora os bosques de mangue tenham indicado perda em sua maioria nas porções oeste, noroeste e sul do complexo estuarino, a colonização e regeneração natural da vegetação de mangue ocorreu em grande parte dos setores leste, nordeste, sudeste e norte do complexo estuarino (Figura 21).

Um dado importante a ser considerado é quanto aos níveis de salinidade encontrados em campo. Identificou-se que o gradiente de salinidade nos canais estuarinos variou entre 42 e 54 (g. L^{-1}), o que equivale quase duas vezes acima da salinidade encontrada no mar (36 g. L^{-1}), conforme Costa (2013A).

O mangue, enquanto plantas halófitas, apresentam necessidade de cloreto de sódio para sua sobrevivência, porém toleram sal em um grau limitado e, uma vez submetidas a altas concentrações de solução salina ($\leq 90 \text{ g. L}^{-1}$), as respostas em detrimento das alterações na atividade fotossintética, transpiração e balanço osmótico, podem afetar o desenvolvimento das espécies, inclusive determinar sua sobrevivência (TOMLINSON, 1986).

Figura 21: Áreas de vegetação de mangue em colonização e regeneração natural.



Fonte: Acervo da pesquisa (2020).

Vale destacar também que essa área possui outros fatores ambientais necessários a ser levados em consideração. A última década foi marcada pela redução da pluviosidade média, que esteve com um total de 263 mm/ano; a carga fluvial e sedimentar à montante tem sido barrada com a regulação da barragem Armando Ribeiro; e a ocorrência de eventos de flutuações do nível médio do mar na área. Esses podem ter sido alguns dos fatores que tenham contribuído para o aumento da salinidade e influenciado negativamente a atual resposta da vegetação de mangue.

Pesquisas conduzidas por Araújo *et al.* (2021), vem advertir que as flutuações do nível médio do mar têm se caracterizado como uma variável a ser considerada no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu. Isso por que, segundo os autores, fenômenos como inundação, erosão das ondas e variações no processo sedimentar, com consequências para possíveis soterramentos, tem tornado vulnerável a permanência dos ecossistemas encontrados nessa área em um futuro próximo.

Para esses autores, esse complexo estuarino possui uma área de 11.826 ha em risco potencial (alto a extremamente alto) de ser submergido pelo avanço do mar, comprometendo diretamente parte das cidades de Porto do Mangue e Macau, bem como áreas onde se encontra o manguezal (ARAÚJO *et al.*, 2021). Essa resposta evidencia dados importantes para assinalar impactos oriundos das mudanças climáticas na área de estudo.

Estudos desenvolvidos por Saldanha (2020), atestam que historicamente esse sistema estuarino apresenta uma dinâmica de ocupação econômica crescente, especialmente quanto à rápida conversão de áreas naturais em ecossistemas artificiais, nos últimos 51 anos. Em 1968, essa planície flúvio-marinha possuía um percentual de 69% de ecossistemas naturais (apicum, lagoas, manguezal e estuários) e 31% de ecossistemas artificiais (salinas solares e carcinicultura). Já em 2019, esses valores inverteram-se acentuadamente, chegando a apenas 33% de cobertura natural e 67% de formações artificiais (salinas solares e carcinicultura), conforme discute a pesquisadora.

Ainda segundo este estudo, o mapeamento de 2019 revelou que a salinicultura representou 56% e a carcinicultura 11% da ocupação. Nesse sentido, embora os seus valores tenham indicado um uso humano intenso na área, atividades econômicas como a salinicultura, segundo Costa *et al.* (2013B), dispõe de uma importância histórica na economia do Rio Grande do Norte, visto que desde as décadas de 1930 a 1970, com a consolidação e modernização da indústria salineira, a produção de sal marinho atua como um verdadeiro instrumento de geração de emprego e renda para a região, além de representar um produto indispensável para a nutrição humana.

A relação entre possíveis estressores antropogênicos (captura de caranguejos, expansão urbana, retirada do mangue para construção de pequenos portos de pesca, etc.) e naturais (secas prolongadas, hipersalinidade, elevação ou rebaixamento do nível do mar) podem ser particularmente sensíveis quando interagem de forma sinérgica, podendo muitas das vezes levar a mortes em grande magnitude e em um curto espaço de tempo, como os ocorridos recentes na costa norte da Austrália (DUKE *et al.*, 2017).

Nesse trabalho, os autores perceberam entre os anos de 2015 e 2016 a maior subtração

de mangue no Golfo da Carpentaria, na Austrália, afetando mais de 7.400 ha de vegetação. Essa mortandade esteve simultaneamente associada a altas temperaturas, baixa precipitação e um período prolongado de seca, além do rebaixamento do nível do mar em 20 cm, o que acarretou na exposição do manguezal à uma condição hostil de sobrevivência. Ocorrências como essa, inclusive, têm suscitado preocupações importantes na ameaça das condições climáticas à sobrevivência do mangue (DUKE *et al.*, 2017; ABHIK *et al.*, 2021).

Em escala global, Saintilan *et al.* (2020), descobriram que é improvável que os manguezais suportem um nível do mar acima de 7,6 mm ano⁻¹. Um dos grandes problemas diagnosticado pelos autores é de que o aumento relativo do nível do mar esteja em no máximo 5 mm ano⁻¹, em cenários de reduzidas emissões de gases do efeito estufa, contudo, eles apontam que essa estimativa será ultrapassada até 2030, e, em 2050, alcance os 7 mm ano⁻¹, em projeções de elevada poluição atmosférica.

Outro agravante, também discutido por esses autores, é de que as construções de barragens ao longo do trecho fluvial das bacias hidrográficas impedem em grande parte o transporte dos recursos hídricos, sedimentares e de nutrientes para as regiões costeiras (à jusante), fazendo com as opções de manutenção do manguezal em detrimento ao avanço do mar se tornem escassas, comprometendo inclusive seu equilíbrio ecológico (SAINTILAN *et al.*, 2020).

Em termos das secas prolongadas, estudos desenvolvidos por Mafi-Gholami *et al.* (2019), na costa norte do Golfo Pérsico e no Golfo de Omã, região sul do Irã, vêm alertar que as projeções dos eventos de estiagem com a consequente redução do aporte fluvial em área de manguezais pode debilitar severamente a saúde das suas espécies vegetais.

Pesquisas realizadas por Schaeffer-Novelli *et al.* (2000) já afirmavam que os setores semiáridos que abrigam manguezais são altamente sensíveis quando se pensa na susceptibilidade do mangue frente às condições climáticas. O excesso de salinidade e as estiagens periódicas, como já discutido anteriormente, são variáveis reais que podem desencadear não só problemas no crescimento estrutural dos bosques de mangue, como também sucessivas mortes.

Diante do exposto, a redução das florestas de mangue indicam uma importante inquietação quanto aos eventuais distúrbios existentes nesse sistema estuarino. Novas pesquisas científicas, fiscalização e uma gestão adequada nesses trechos parecem ser alternativas cada vez mais necessárias, bem como, inclusive, possíveis financiamentos de projetos que visem o monitoramento da regeneração natural da vegetação de mangue. Isso por que, a necessidade de conservar o mangue consiste no fato de que uma vez danificado suas florestas são impedidas tanto de fornecer inúmeros serviços ecossistêmicos às comunidades, quanto de estabelecer o

equilíbrio à toda uma biota associada que possui vinculação com o ecossistema de manguezal local.

4.1.1. Validação do mapeamento temático

Buscando validar estatisticamente os resultados do mapeamento temático realizado com a imagem CBERS 4A (2021), aplicou-se a matriz de confusão e o índice Kappa, os quais subsidiaram a avaliação da acurácia da vetorização e a maior aproximação entre a classificação temática com realidade espacial encontrada. O trabalho de campo foi fundamental e necessário para a coleta de pontos amostrais, os quais corroboraram os dados pré-estabelecidos em gabinete acerca do mapeamento. Em primeiro lugar, foi construída uma tabela com os 38 pontos amostrais, suas respectivas geolocalizações e as classes referentes ao mapeamento e ao controle de campo.

Em seguida, fez-se a combinação da classificação temática com os pontos amostrais coletados “*in loco*”, os quais, a partir da elaboração de uma matriz de erros, pôde-se verificar a acurácia do mapeamento por meio da concordância entre o esperado e observado em cada uma das classes. As categorias *apicum*, *vegetação de mangue*, *estuários/canais de maré* e *mangue degradado* foram distribuídas tanto nas linhas como nas colunas da matriz de confusão, seguido dos seus respectivos pontos. Como controle, 38 amostras foram escolhidas para aferir a confiabilidade do produto digital, e como resultado percebeu-se que apenas quatro pontos foram incompatíveis com as respostas encontradas em campo (Tabela 6).

Tabela 6: Matriz de confusão para a análise da acurácia da classificação temática.

Classes	Vegetação de mangue	Apicum	Estuários/ Canais de maré	Mangue degradado	Soma das linhas ($\sum x_{i+}$)
Vegetação de Mangue	17	0	0	0	17
Apicum	0	8	0	0	8
Estuários/Canais de maré	0	0	6	0	6
Mangue degradado	4	0	0	3	7
Soma das colunas ($\sum x_{+i}$)	21	8	6	3	38

Fonte: Elaborado pelo autor a partir dos dados da pesquisa (2021).

Com base nos elementos da matriz de confusão, o cálculo do coeficiente de Exatidão

Global (EG) consistiu na razão entre o somatório diagonal e o número de amostras de campo, isto é: Somatório diagonal = $17 + 8 + 6 + 7 = 34$; e Número de ponto amostrais = 38. Logo, a exatidão global: $EG = 34 / 38$; $EG = 0,89$.

Além desse, o coeficiente Kappa indicou o grau de concordância do referido mapeamento, cuja descrição numérica consiste em: $K = (38 \text{ (nº de amostras)} \times 34 \text{ (soma diagonal)} - (21 \times 17 \text{ (veg. mangue)} + 8 \times 8 \text{ (apicum)} + 6 \times 6 \text{ (canais de maré)} + 3 \times 7 \text{ (mangue degradado)}) / (1.444 - (21 \times 17 + 8 \times 8 + 6 \times 6 + 3 \times 7))$. Como resultado, tem-se $K = (477 / 567)$; isto é, $K = 0,84$.

Desse modo, concluiu-se que os coeficientes de Exatidão Global e Kappa ocuparam, respectivamente, percentuais de 89% e 84% de acurácia entre a classificação temática e a realidade empírica, em que dentro da tabela sugerida por Landis e Koch (1977) este mapeamento encontra-se enquadrado na classificação como “Excelente” (Tabela 7).

Tabela 7: Acurácia correspondente ao desempenho do Índice Kappa na área de estudo.

Índice Kappa	Acurácia
< 0,00	Péssima
0,00 - 0,20	Ruim
0,21 - 0,40	Razoável
0,41 - 0,60	Bom
0,61 - 0,80	Muito Bom
0,81 - 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

4.2. MÉTRICAS DE PAISAGEM COMO FERRAMENTA APLICADA À ANÁLISE DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DE MANGUE NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO PIRANHAS-AÇU (RN/BRASIL)

Considerando os fragmentos dos bosques de mangue, foi possível estimar a área total (CA), os tamanhos máximo (GPS), mínimo (SPS) e médio (MPS), bem como o número total de suas ocorrências (NumP), o comprimento das suas borda (TE), o índice médio de forma (MSI), o índice da relação entre perímetro-área (MPAR) e a distância entre o vizinhos mais próximos (NNE). Na Tabela 8, é possível visualizar os resultados de tais métricas calculadas com os fragmentos de mangue mapeados nas imagens de 2008 e 2021.

Tabela 8: Distribuição dos valores referente as métricas dos fragmentos de mangue.

Categorias	Métrica	Unidade	2008	2021
Área/Tamanho	CA	ha	3.168,1	2.838,3
	NumP	Adimensional	304	534
	MPS	ha	10,2	5,3
	GPS	ha	178	128
	SPS	ha	0,03	0,004
Borda	TE	km	943	983
Forma	MSI	Adimensional	2,8	2,6
	MPAR	ha	0,08	0,14
Proximidade	NNE	m	25	19

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em termos dos fragmentos mapeados em tempos cronologicamente distintos no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu (RN), percebeu-se que o recorte referente a 2008 teve uma ocupação de 304 manchas, já em 2021, esse valor cresceu para 534, totalizando um aumento de 230 novas manchas de mangue em pouco mais de uma década. Embora tenha havido um aumento importante nos fragmentos de mangue (fragmentação), a métrica de área/tamanho indicou uma redução de 329,8 ha, onde para 2008 a ocupação foi de 3.168,1 ha e para 2021, 2.838,3 ha.

Na métrica de área/tamanho, identificou-se uma variação entre 0,03 e 178 ha e uma média de 10,4 ha entre os fragmentos. O intervalo menor ou igual a 20 ha foi o de maioria

frequência, quando comparado aos demais, ocupando 269 fragmentos ou o equivalente a 88,5% dos tamanhos totais. Em seguida, os intervalos de tamanhos entre 20 e 40 ha aparecem com 14 fragmentos (4,6%), 40 e 60 ha com 6 fragmentos (2,0%), 60 e 80 ha com 4 fragmentos (1,3%), 80 e 100 ha com 5 fragmentos (1,6%) e acima de 100 ha, 6 fragmentos (2,0%). É necessário destacar que dentro da classe dos fragmentos acima de 100 ha, encontram-se os três que estiveram em maior integridade à época, com intervalo de 140 a 178 ha (Tabela 9; Figuras 22 e 23).

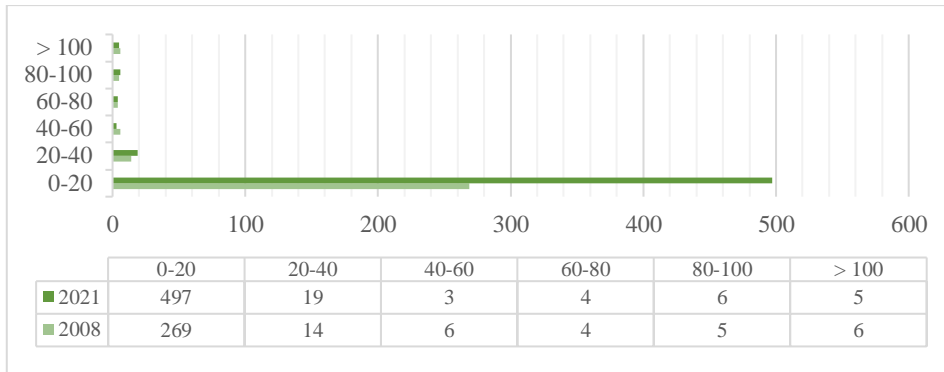
Resultado similar foi encontrado em 2021, cuja frequência do mesmo intervalo, entre 0 e 20 ha, predominou em praticamente 93,0%, ou nas equivalentes 497 manchas. O tamanho dos fragmentos neste ano variou entre 0,004 e 128 ha, com média de 5,3 ha. Os demais valores estiveram entre 20 e 40 ha (3,6%) com 19 fragmentos, 40 e 60 ha com 3 fragmentos (0,6%), 60 e 80 ha (0,7%) com 4 fragmentos, 80 e 100 com 6 fragmentos (1,1%) e acima de 100 ha com 5 fragmentos (1,0%). Diferente do recorte pretérito, os fragmentos atuais, acima de 100 ha, indicaram uma redução importante, com a constatação do valor máximo de 128 ha (Tabela 9; Figuras 22 e 24).

Tabela 9: Resultado da métrica de Área/Tamanho nos fragmentos de mangue (2008 e 2021).

2008			2021		
Tamanho (ha)	Nº fragmentos	%	Tamanho (ha)	Nº fragmentos	%
0 – 20	269	88,5	0 – 20	497	93,0
20 – 40	14	4,6	20 – 40	19	3,6
40 – 60	6	2,0	40 – 60	3	0,6
60 – 80	4	1,3	60 – 80	4	0,7
80 – 100	5	1,6	80 – 100	6	1,1
> 100	6	2,0	> 100	5	1,0
Total	304	100	Total	534	100

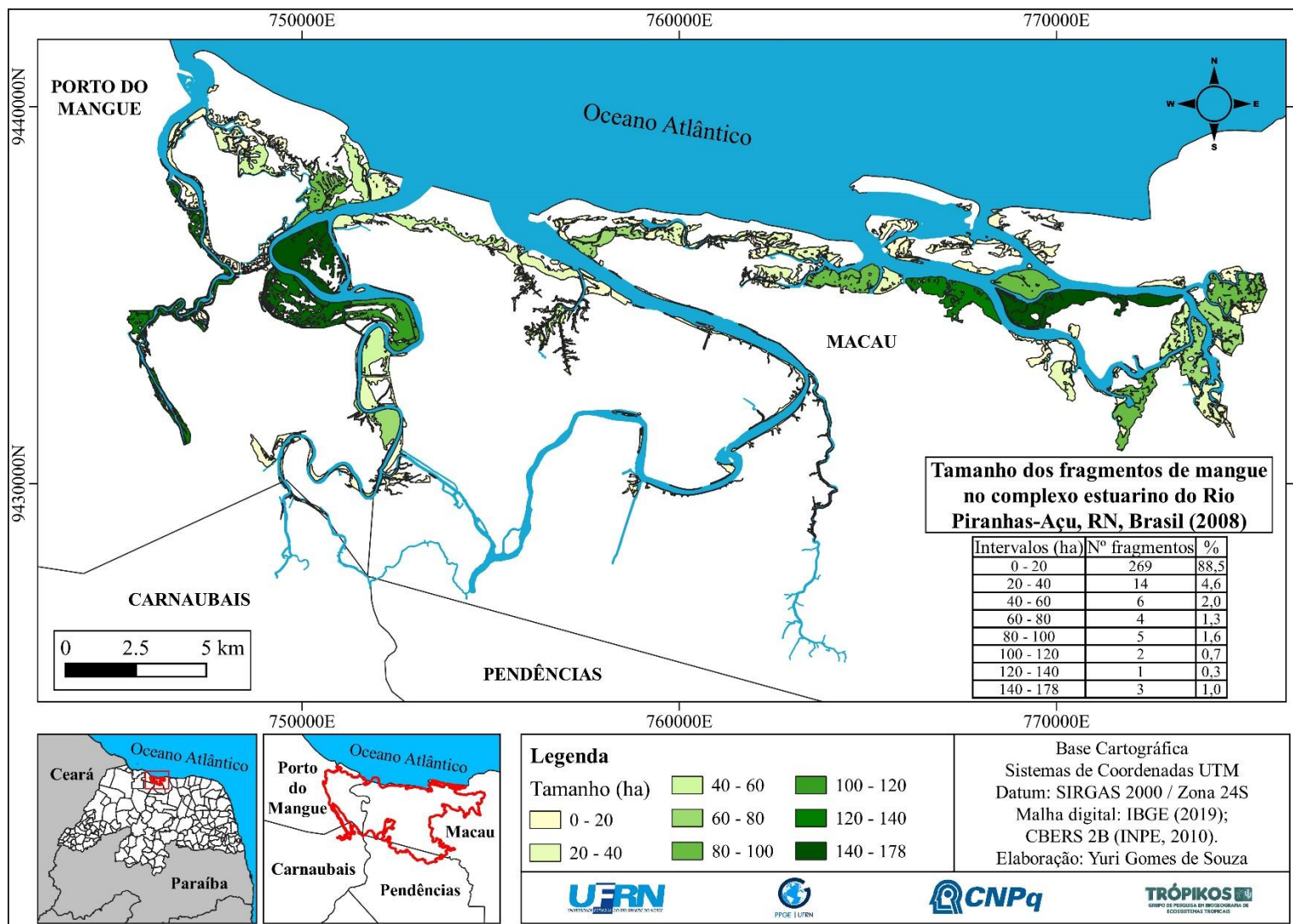
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 22: Métrica de Área/Tamanho nos fragmentos de mangue.



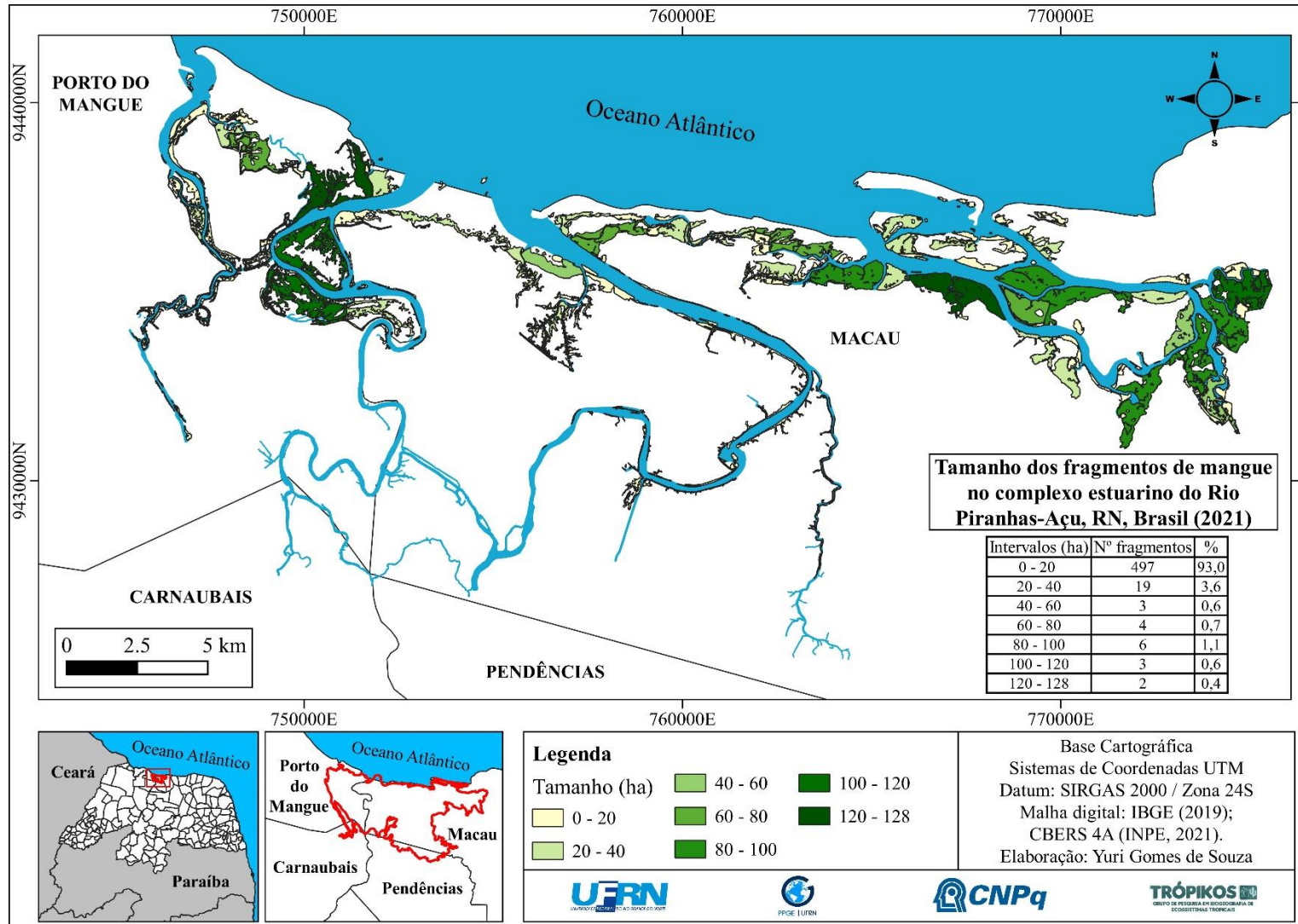
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 23: Espacialização da métrica de Área/Tamanho nos fragmentos (2008).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 24: Espacialização da métrica de Área/Tamanho nos fragmentos (2021).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em relação à métrica de Borda, em 2008 a extensão total foi de 943 km, com uma variação de entre 0,06 e 70 km, e uma média de 3,1 km. Nesse recorte, valores menores ou iguais a 10 km ocorreu em 282 fragmentos (92,8%); já entre 10 e 20 km, em 15 fragmentos (4,9%); entre 20 e 30, apenas 4 (1,3%), e maiores igual a 30 km, em apenas 3 manchas (1,0%) (Tabela 10).

Em 2021, o comprimento da borda cresceu em 4%, resultando em 983 km. Os valores variaram entre 0,02 e 40 km, com média de 1,8 km. Neste ano, o intervalo entre 0,02 e 10 km teve 510 fragmentos (95,5%), entre 10 e 20 km com 19 fragmentos (3,5%), entre 20 e 30 km com dois fragmentos (0,4%), e maiores que 30, três fragmentos (0,6%) (Tabela 10).

O aumento no comprimento total da borda ocorreu em virtude do aumento de fragmentos, pois quanto maior foram os contornos e a pouca união entre eles, mais perímetros foram sendo computados no total. A expansão da borda, segundo Laurance e Vasconcelos (2009) e McGarigal (2014), é necessariamente influenciada pelo aumento da fragmentação, uma vez que a quantidade total de borda e o grau de heterogeneidade espacial são diretamente proporcionais, sendo muitas das vezes agravado pelos efeitos de borda.

Tabela 10: Resultado da métrica de Borda e do nos fragmentos de mangue (2008 e 2021).

2008			2021		
Borda (Km)	Nº fragmentos	%	Borda (Km)	Nº fragmentos	%
0,06 – 10	282	92,8	0,02 - 10	510	95,5
10 – 20	15	4,9	10 – 20	19	3,5
20 – 30	4	1,3	20 – 30	2	0,4
30 >	3	1,0	30 >	3	0,6
Total	304	100	Total	534	100

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em se tratando da métrica de Forma, foi possível identificar os valores que caracterizam a configuração dos fragmentos por meio do Índice Médio de Forma (MSI) e da Razão Média do Perímetro pela Área (MPAR). O primeiro determina o quão próximo o fragmento é de uma circunferência, onde valores próximos a 1 indica forma compacta ou conservada, já valores acima são considerados irregulares ou com histórico de danos. O segundo, mede a relação entre área-perímetro, podendo inclusive indicar os efeitos de borda da área, cujos valores acima de 0 assinalam relação entre a área e o perímetro, isto é, tendência à efeito de borda (LANG;

BLASCHE, 2009).

Em 2008, o MSI variou entre 1 e 17, com média de 2,8 entre os fragmentos. O intervalo entre 1 e 5 representou 89% do total, com 271 fragmentos. A maior frequência foi entre 1 e 2, com 134 fragmentos (44%). Os demais, foram entre 2 e 3 com 72 fragmentos (24%), 3 e 5 com 65 fragmentos (21%), 5 e 10 com 31 fragmentos (10%) e 10 e 17, com 2 fragmentos (1%). Quanto a MPAR, os valores variaram entre 0,009 e 0,416, com média de 0,08. O intervalo menor ou igual a 0,1 predominou, ocupando 217 fragmentos (68%); seguido por 0,1 e 0,2, com 76 fragmentos (27%), 0,2 e 0,3, com 10 fragmentos (4,7%), e 0,3 e 0,416, com apenas um fragmento (0,3%) (Tabela 11 e 12).

Em 2021, o MSI variou entre 1 e 10, com média de 2,6. O intervalo com maior predominância foi também entre 1 e 5, com 494 fragmentos (92%). A maior frequência foi no primeiro intervalo de 1 e 2, com 246 fragmentos (46%), e em seguida entre 2 e 3 com 150 fragmentos (28%), 3 e 5 com 98 fragmentos (18%), 5 e 7 com 25 fragmentos (5%), e 7 e 10, com 15 fragmentos (3%). Em relação a métrica MPAR, percebeu-se que variou entre 0,01 e 0,65, com média de 0,14. O valor menor ou igual a 0,1 foi o de maior ocorrência, com 227 fragmentos (42%); seguido dos intervalos entre 0,1 e 0,2, com 203 fragmentos (38%), 0,3 e 0,4 com 74 fragmentos (14%), e entre 0,4 e 0,65 com 30 fragmentos (6%) (Tabela 11 e 12).

Tabela 11: Resultado do Índice Médio de Forma nos fragmentos de mangue (2008 e 2021).

2008			2021		
MSI	Nº fragmentos	%	MSI	Nº fragmentos	%
1 – 2	134	44	1 – 2	246	46
2 – 3	72	24	2 – 3	150	28
3 – 5	65	21	3 – 5	98	18
5 – 10	31	10	5 – 7	25	5
10 – 17	2	1	7 – 10	15	3
Total	304	100	Total	534	100

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Tabela 12: Resultado da Razão Média do Perímetro pela Área nos fragmentos de mangue (2008 e 2021).

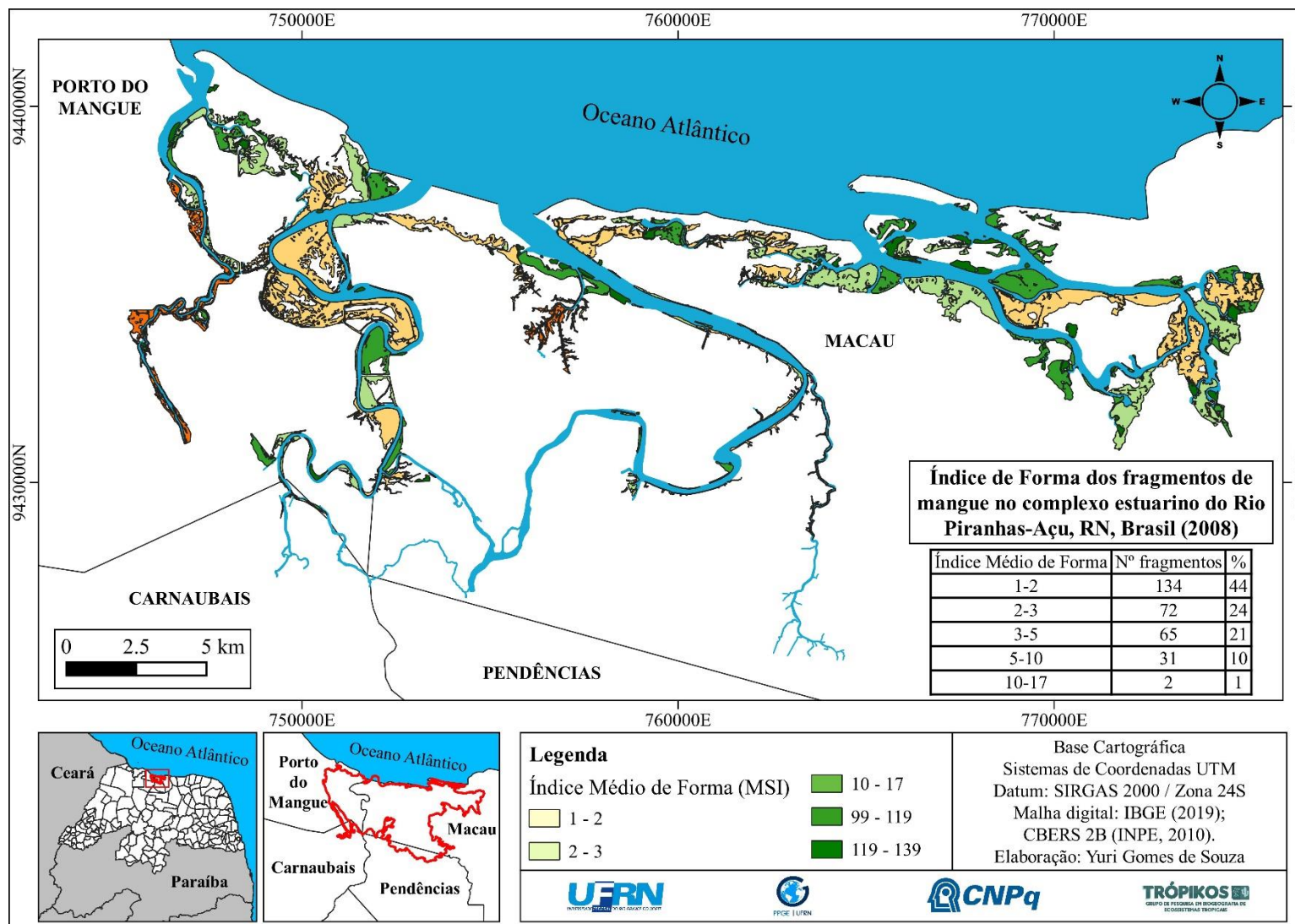
2008			2021		
MPAR	Nº fragmentos	%	MPAR	Nº fragmentos	%
0 – 0,1	217	68	0 – 0,1	227	42
0,1 – 0,2	76	27	0,1 – 0,2	203	38
0,2 – 0,3	10	4,7	0,2 – 0,3	74	14
0,3 – 0,416	1	0.3	0,3 – 0,65	30	6
Total	304	100	Total	534	100

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em termos do MSI, observou-se que a tendência à valores acima de 1,0 foram em predominância entre os anos analisados, suscitando na maior ocorrência de fragmentos com formas irregulares ou com maior complexidade em sua configuração. Isso por que, considerando que manchas com valores iguais ou menores que 1,4 possam ser relativamente compactas ou regulares (LANG; BLASCHKE, 2009), os resultados mostram que em 2008 e 2021 apenas 75 (25%) e 125 (23%) dos fragmentos, respectivamente, foram identificados dentro desse parâmetro.

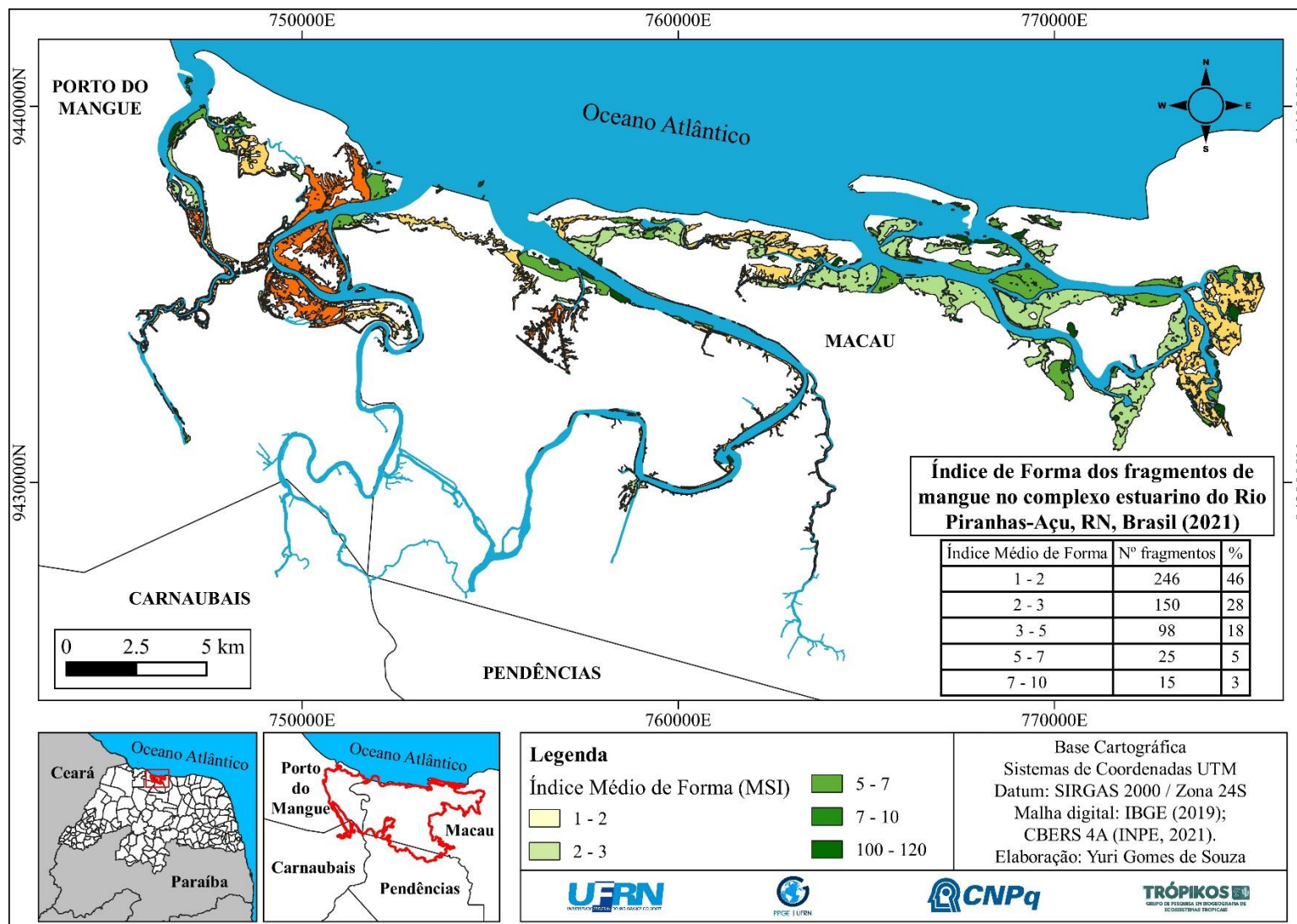
Grande parte dos fragmentos com maior irregularidade ocuparam a porção oeste do complexo estuarino, inclusive os de maior extensão, os quais possuíram índices variando de 2 a 17 em 2008 (56%) e de 2 a 10, em 2021 (54%). É necessário ressaltar que esse setor alocou as principais subtrações de mangue no intervalo analisado. As manchas de menor extensão e de formação mais recente, em virtude da fragmentação, foram as mais compactadas e mais próximas a um círculo, com valores próximos a 1,0. A espacialização dos resultados supracitados pode ser visualizada nas Figuras 25 e 26.

Figura 25: Espacialização do Índice Médio de Forma nos fragmentos de mangue (2008).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

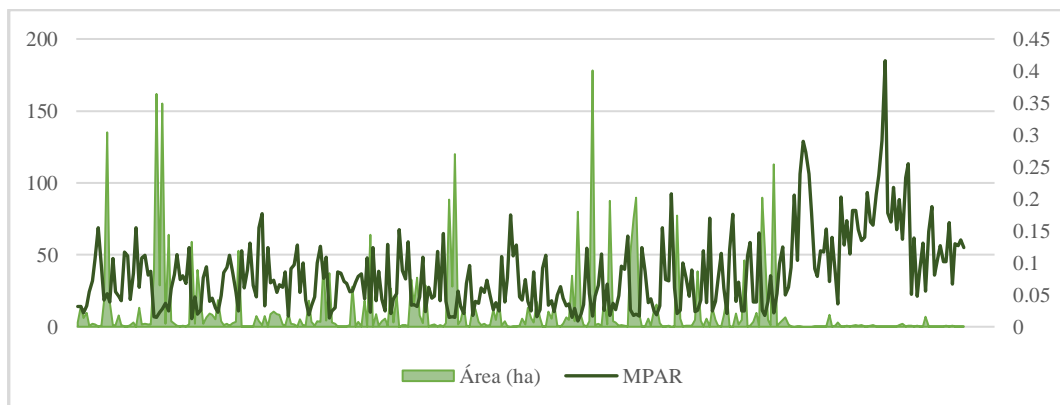
Figura 26: Espacialização do Índice Médio de Forma nos fragmentos de mangue (2021).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

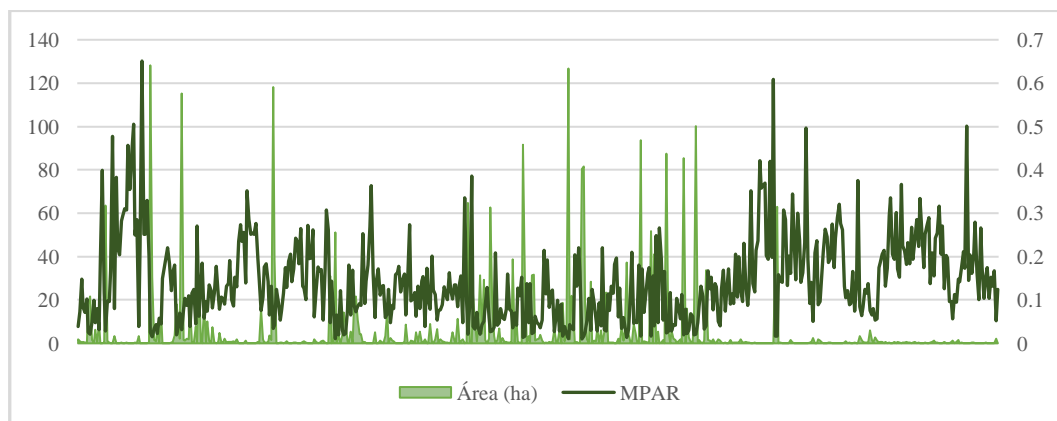
Quanto à MPAR, notou-se que sua média cresceu, considerando que em 2008 foi 0,08 e em 2021, 0,14, suscitando no aumento progressivo do efeito de borda ao logo do tempo analisado. Como resultados, foi possível identificar que as manchas maiores obtiveram valores de MPAR mais baixos, indicando que estão sob reduzida relação perímetro-área. Quando do contrário, notou-se que os fragmentos com menor área lograram os maiores efeitos de borda. Essas respostas podem ser visualizadas nas Figuras 27 e 28.

Figura 27: Resultados da relação entre Área e o índice MPAR (2008).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 28: Resultados da relação entre Área e o índice MPAR (2021).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Segundo Lang e Blaschke (2009), a relação entre área e perímetro é alterada negativamente quando a área do fragmento diminui. Estudos realizados por Silva e Souza (2014), em uma unidade de conservação de Sergipe, ratificam essa afirmação, ao atestarem em seus resultados que quanto menor a área da mancha maiores são os efeitos da relação área-perímetro. Em Belize, na América Central, Flowers, Huang e Aldana (2020), perceberam que a perda em área repercute necessariamente na forma e na borda dos fragmentos, acumulando

efeitos exteriores e tornando manchas cada vez mais irregulares e susceptíveis ao desaparecimento.

Um dos grandes auxiliares para mitigar os efeitos de borda dos blocos de mangue são os ecossistemas de apicum, devido seu caráter de zona natural de amortecimento (SCHAEFFER-NOVELLI; VALE; CINTRÓN, 2015). No entanto, parte desse papel mitigador vem sendo subtraído em decorrência do forte uso na área estudada, deixando por consequência as bordas do mangue expostas às influências adjacentes.

Embora o aumento na fragmentação, os fragmentos menores possuem papéis importantes para a conectividade da área, pois, conforme lembra Forman (1995), esses podem ser considerados como trampolins para a formação de corredores e de maiores fragmentos, com benefícios claros para o equilíbrio da biota.

Em termos da métrica do vizinho mais próximo, para 2008 essa variou entre 0 e 402 m, com média de 25 m. A distância de maior predominância entre os fragmentos se deu no intervalo de 10 e 30 m, com 91 fragmentos (30%); seguido de 0 e 5, com 78 fragmentos (26%), 5 e 10 com 62 fragmentos (20%), 30 e 60 com 42 fragmentos (14%) e 60 a 402 com 31 fragmentos (10%) (Tabela 13; Figura 29).

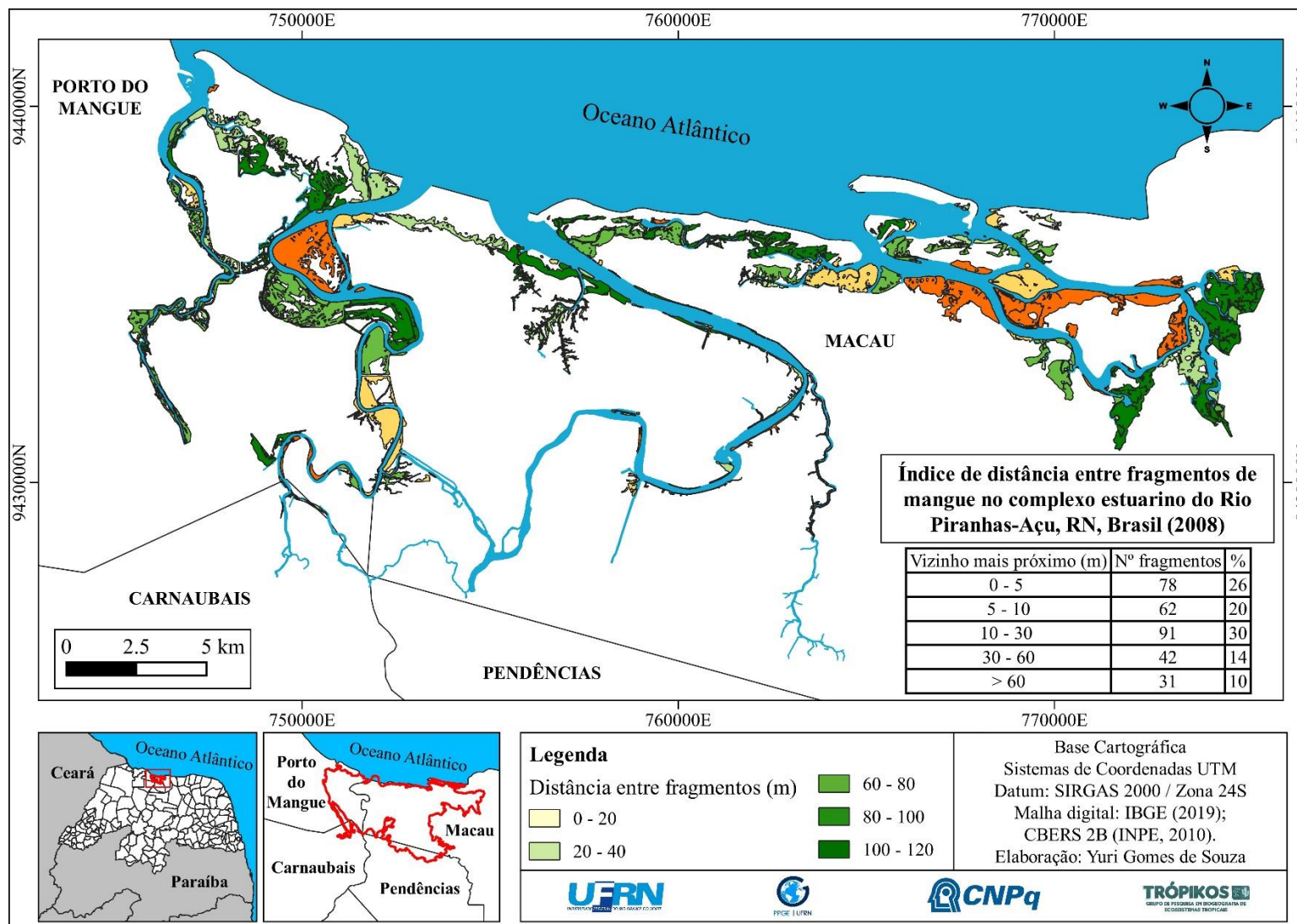
Quanto a 2021, em virtude do aumento na fragmentação, houve a formação de diversos novos fragmentos contíguos. Embora os resultados variem entre 0 e 855 m, a sua média reduziu para 19 m. Essa média se deu pela grande ocorrência das distâncias entre 0 e 5 m em 254 fragmentos (47%); seguido por 5 e 10 com 90 fragmentos (17%), 10 e 30 com 110 fragmentos (21%), 30 e 60 com 48 fragmentos (9%) e 60 e 855 m com 32 fragmentos (6%) (Tabela 13; Figura 30).

Tabela 13: Resultado da métrica do vizinho mais próximo nos fragmentos de mangue.

2008			2021		
Distância (m)	Nº fragmentos	%	MSI	Nº fragmentos	%
0 – 5	78	26	0 – 5	254	47
5 – 10	62	20	5 – 10	90	17
10 - 30	91	30	10 – 30	110	21
30 – 60	42	14	30 – 60	48	9
60 – 402	31	10	60 – 855	32	6
Total	304	100	Total	534	100

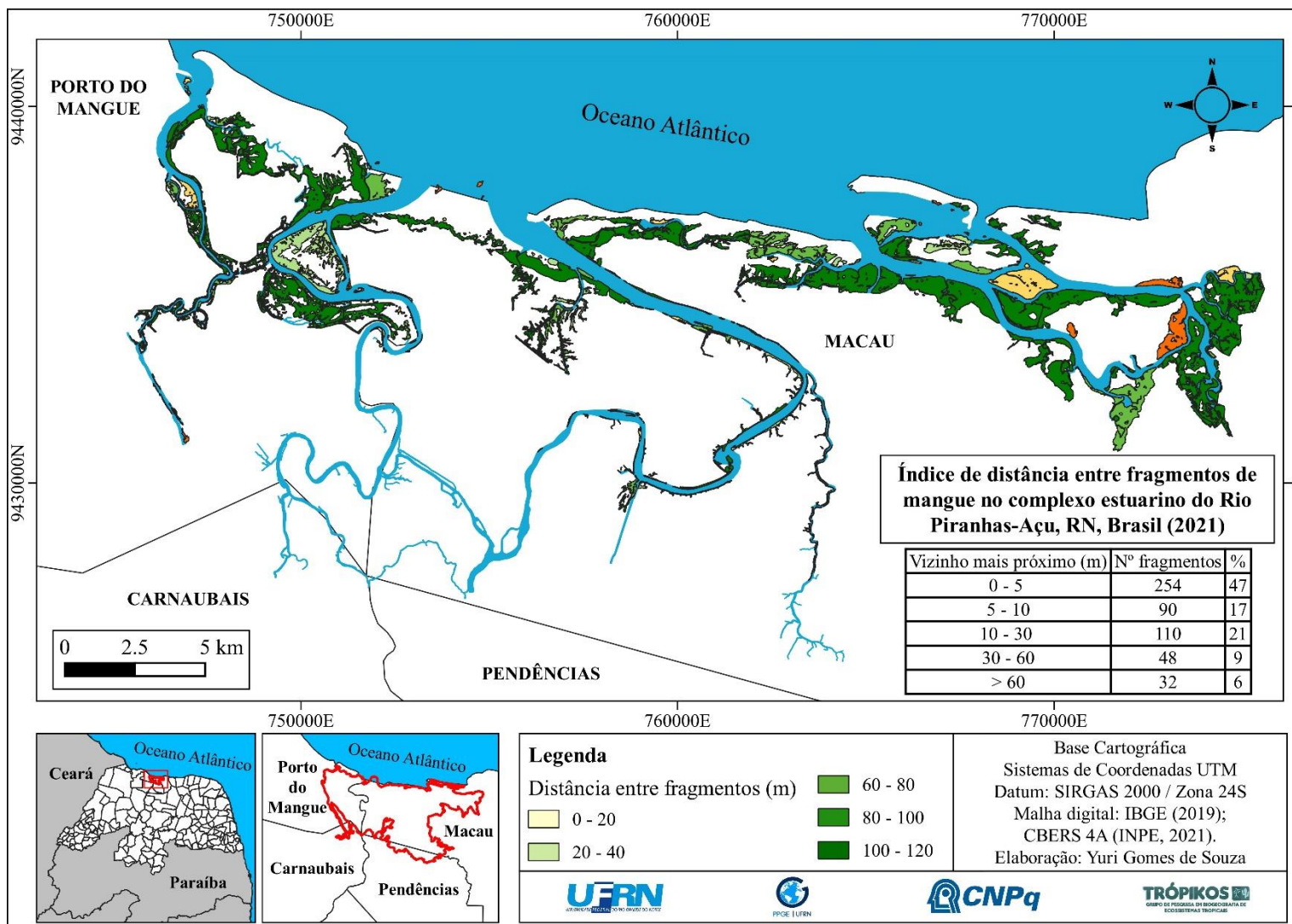
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 29: Espacialização da métrica de distância do vizinho mais próximo (2008).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 30: Espacialização da métrica de distância do vizinho mais próximo (2021).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Segundo a classificação sugerida por Almeida (2008), considerando os fragmentos já descritos em 2008, percebeu-se a ocorrência de 273 fragmentos (90%) com 0 a 60 m de distância, o que para a autora significa baixo isolamento, considerando a distância euclidiana; já em médio isolamento, entre 60 e 120 m, foram encontradas 23 fragmentos (7,5%); quanto ao alto isolamento, entre 120 e 200 m, apenas cinco fragmentos (1,6%); e em isolamento muito alto, entre 200 e 402 m, foram identificados apenas três fragmentos (0,9%).

Em 2021, ainda considerando essa classificação, 502 fragmentos ocupam a categoria entre 0 e 60 m, referente ao baixo isolamento (94%). Quanto ao médio isolamento, entre 60 e 120 m, foram computados 21 fragmentos (4%); em alto isolamento, entre 120 e 200 m, cinco fragmentos (0,9%); e em isolamento muito alto, entre 200 e 855 m, seis fragmentos (1,1%).

Diante dos resultados, fragmentações como essas têm sido uma tendência global, com repercussões desafiadoras sobre a conservação das florestas de mangue, tais como em sua extensão, configuração e conectividade. Isso por que, o aumento na fragmentação repercute tanto na diversidade dos compartimentos florestais como na vulnerabilidade destes à distúrbios ambientais. Pesquisas recentes ratificam que as riquezas tanto de espécies animais como de plantas são severamente comprometidas à redução com o fenômeno da fragmentação (TRAN; FISCHER, 2017; BRYAN-BROWN *et al.*, 2020; FLOWERS; HUANG; ALDANA, 2020).

Estudos conduzidos por Bryan-Brown *et al.* (2020), em vinte e sete nações (Indonésia, Myanmar, Malásia, Taiwan, Tailândia, Japão, Filipinas, Cambodja, Singapura, Estados Unidos, México, El Salvador, Papua Nova Guiné, São Cristóvão e Névis, Aruba, Venezuela, Jamaica, Honduras, Cuba, Granada, Guatemala, Brasil, Trindade e Tobago, República Democrática do Congo, Camarões, Quênia e Índia), alertam que mesmo em setores que possuem acréscimo ou perda de áreas de mangue, a fragmentação foi sistematicamente evidenciada.

Essa propensão à fragmentação foi confirmada também pelos estudos de Flower, Huang e Aldana (2020), em Belize, na América Central. Em seus resultados, os autores constataram que mesmo os valores em perda de área não tivesse sido significativo entre os anos de 2001, 2011 e 2017, o número total de fragmentos aumentou em 682 novas manchas, ou o mesmo que uma adição total de 284 %. Por consequência, as demais métricas de paisagem aplicada pelo autores, tais como as de forma e borda, indicaram também uma complexidade dos fragmentos, em decorrência do alargamento da fragmentação.

Tran e Fischer (2017), ao estudarem áreas de manguezais na província de Ca Mau, no Vietnã, identificaram uma diminuição de 23.740 ha entre 1989 e 2013, seguido de um consequente aumento de 8.620 novos fragmentos. Além dessa fragmentação significativa, os autores verificaram que o tamanho médio das manchas também reduziram em quase 50%. Uma

das repercussões para a biodiversidade nessa área, foi de que a diversidade de peixes esteve em 1,79 vezes maior nos setores onde ocorreu menor taxa de fragmentação dos bosques de mangue.

Além disso, considerando a predominância de fragmentos com área inferior a 20 ha, conforme apontam os resultados já descritos nesse capítulo, estudos desenvolvidos por Haddad *et al.* (2015), discutem que essa resposta não difere de muitos dos retalhos florestais do Planeta, pois a média dos remanescentes existentes possuem valores iguais ou menores que 10 ha. Estes autores demonstram que o problema se torna ainda mais preocupante quando esses fragmentos são submetidos à intensos efeitos de borda e baixa conectividade, cuja consequência pode suscitar em possíveis desaparecimentos dos dosséis.

Apesar da diminuição da área dos bosques, a fragmentação indicou um aumento importante de fragmentos, especialmente de pequenas manchas. Além disso, pôde-se verificar a proximidade entre os bosques em ambos os anos, principalmente em 2021, com o aumento de fragmentos contíguos. Essa resposta, sobretudo em decorrência de eventos de regeneração natural, pode indicar a formação de compartimentos florestais maiores em um futuro próximo.

Os resultados sobre a forma dos fragmentos e sua relação entre área-perímetro, no entanto, tem suscitado uma preocupação importante quanto à integridade dos mesmos, em virtude do indicativo de aumento progressivo do efeito de borda ao longo dos anos analisados. Quando se pensa nos fragmentos de pequena extensão, com baixa conectividade, e sob potenciais efeitos de borda, tais como impactos de cunho humano, alta dinâmica hidrosedimentar das marés (soterramento) e elevado gradiente de salinidade, o problema torna-se ainda mais sensível, pois, muitas dessas áreas podem ser severamente comprometidas, impedindo a possibilidade do pleno desenvolvimento da vegetação de mangue e sua colonização natural.

4.3. ESTIMATIVA DA DENSIDADE DE COBERTURA DOS BOSQUES DE MANGUE E SUAS REPERCUSSÕES NA CAPTURA DE CARBONO ATMOSFÉRICO: UMA PESQUISA NO COMPLEXO ESTUARINO DO RIO PIRANHAS-AÇU (RN/BRASIL)

Sob o recorte dos fragmentos de mangue de 2021 na imagem Sentinel-2B, foram calculados os seguintes índices: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), que além de ser “indicador fenológico” da vegetação verde, permitiu estimar a densidade entre mangue esparso, semidenso e denso (ROUSE *et al.*, 1973; TRAN; FISCHER, 2017); Índice de Reflectância Fotoquímica (PRI), que atuou na medição da “eficiência do uso da luz” pelas plantas (fotossíntese) (GAMON; PEÑUELAS; FIELD, 1992); Índice de Reflectância Melhorado (sPRI), realizando a normalização dos dados do PRI; e o Índice de Vegetação de Fluxo de Carbono (CO₂flux), indicando a capacidade do fluxo de carbono sequestrado da atmosfera pelos vegetais de mangue (RAHMAN *et al.*, 2001).

Em se tratando do índice NDVI, identificou-se que seus valores espectrais variaram entre 0,05 e 0,80. Quanto a densidade dos dosséis de mangue, percebeu-se uma variação entre esparso (0,05 - 0,42), semidenso (0,43 - 0,71) e denso (0,72 - 0,80), com média de 0,52 entre eles. A paleta de cores correspondente a essa segmentação indicou que em verde escuro corresponde os setores de maior densidade e conservação florestal, enquanto em verde claro conferem os bosques com densidade e vigor reduzidos. Notou-se que a vegetação de mangue semidensa apresentou predominância de ocupação na área, com 1881,5 ha, o equivalente a 66,3% do total; a vegetação esparsa aparece em segundo lugar, com 726,0 ha (25,6%); e a vegetação densa, em apenas 230,8 ha (8,1%) (Quadro 7; Tabela 14; Figura 31).

Quadro 7: Representação das classes de mangue esparso, semidenso e denso em campo.



Fonte: Elaborado pelo autor, com base no acervo da pesquisa (2021).

Tabela 14: Distribuição dos valores do NDVI nos bosques de mangue (2021).

Índice	Classes	Intervalos	Área (ha)	Percentual (%)
NDVI	Mangue esparso	0,05 – 0,42	726,0	25,6
	Mangue semidenso	0,43 – 0,71	1.881,5	66,3
	Mangue denso	0,72 – 0,80	230,8	8,1
Total			2.838,3	100

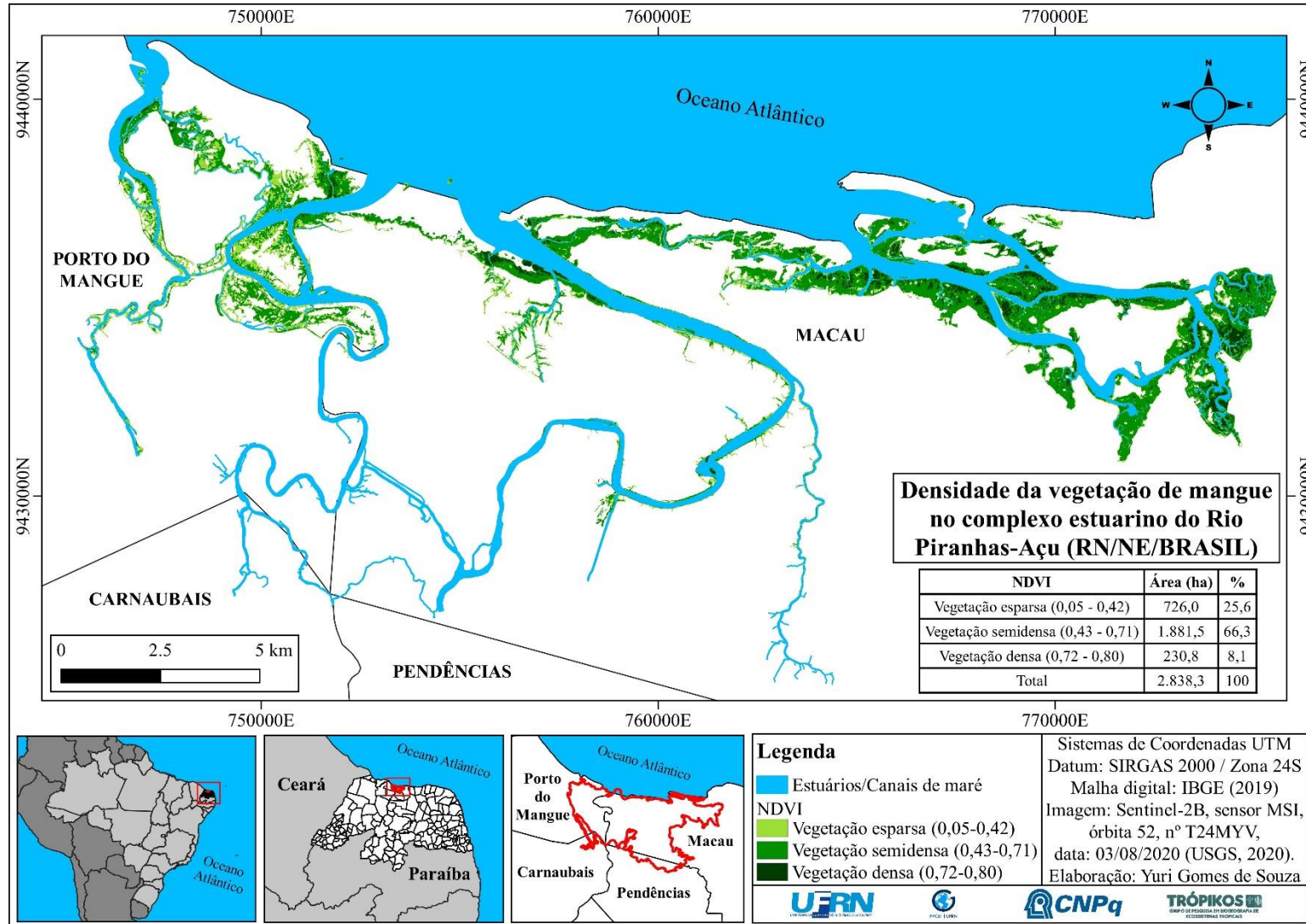
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Inserido na classe de bosque esparso, os valores espectrais próximos a 0,05 indicam a pouca ou quase nenhuma ocorrência de espécimes no pixel. Contudo, é necessário ressaltar que tais valores foram influenciados pelas áreas contendo mangue em regeneração e indivíduos que se encontram em processo de degeneração, bem como pela influência de trechos de borda próximos à apicuns, suscitando no efeito de *background* do substrato e reduzindo a resposta do índice.

Diversos são as pesquisas que vinculam as classes de vegetação densa para valores de NDVI acima de 0,7, e para vegetação esparsa segmentam intervalos iguais e inferiores a 0,4. Considera-se que valores do NDVI acima de 0,1 indique presença de cobertura vegetal na superfície (TRAN; FISCHER, 2017; REVOLLO *et al.*, 2019; AKBAR *et al.*, 2020). Pesquisas recentes desenvolvidas por Yin *et al.* (2015) na bacia do rio Heihe, no noroeste da China, sugerem que embora os valores entre 0 e 0,1 possam sinalizar quase inexistência de vegetação, sua resposta está condicionada pela distribuição esparsa dos indivíduos na célula.

Importantes trabalhos tem ressaltado que os números positivos, com tendência crescente à 1,0, apontam aumento na cobertura verdejante (vegetação sadia e densa). Por outro lado, à medida em que decrescem, os valores indicam baixas reflectâncias, desencadeando áreas com menor presença de vegetação, ou estas sendo encontradas em processo de degradação ou sob estresse. É fundamental pontuar que o NDVI é muito sensível às variações do substrato sob o dossel, principalmente em setores onde os solos são visíveis à copa, o que pode acarretar valores inferiores em sua resposta (JENSEN, 2009; PONZONI; SHIMABUKURO, 2010; HUETE, 2012).

Figura 31: Estimativa da densidade da cobertura vegetal de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em se tratando do Índice de Reflectância Fotoquímica (PRI), foi possível observar que os valores variaram entre -0,07 e -0,52, com média de -0,24 entre eles. Com a predominância de valores negativos no intervalo, percebeu-se que a cobertura vegetal está em plena atividade fotossintética, embora apresentando uma variação de efetividade na fotossíntese entre os bosques esparsos, semidensos e densos. A maior ocupação se deu entre -0,20 e -0,30, com 1.521,1 ha (53,6%); e em seguida, aparecem os intervalos entre -0,31 e -0,52 e -0,07 e -0,19, com extensão de 852,0 ha (30%) e 465,2 ha (16,4%), respectivamente (Tabela 15; Figura 32).

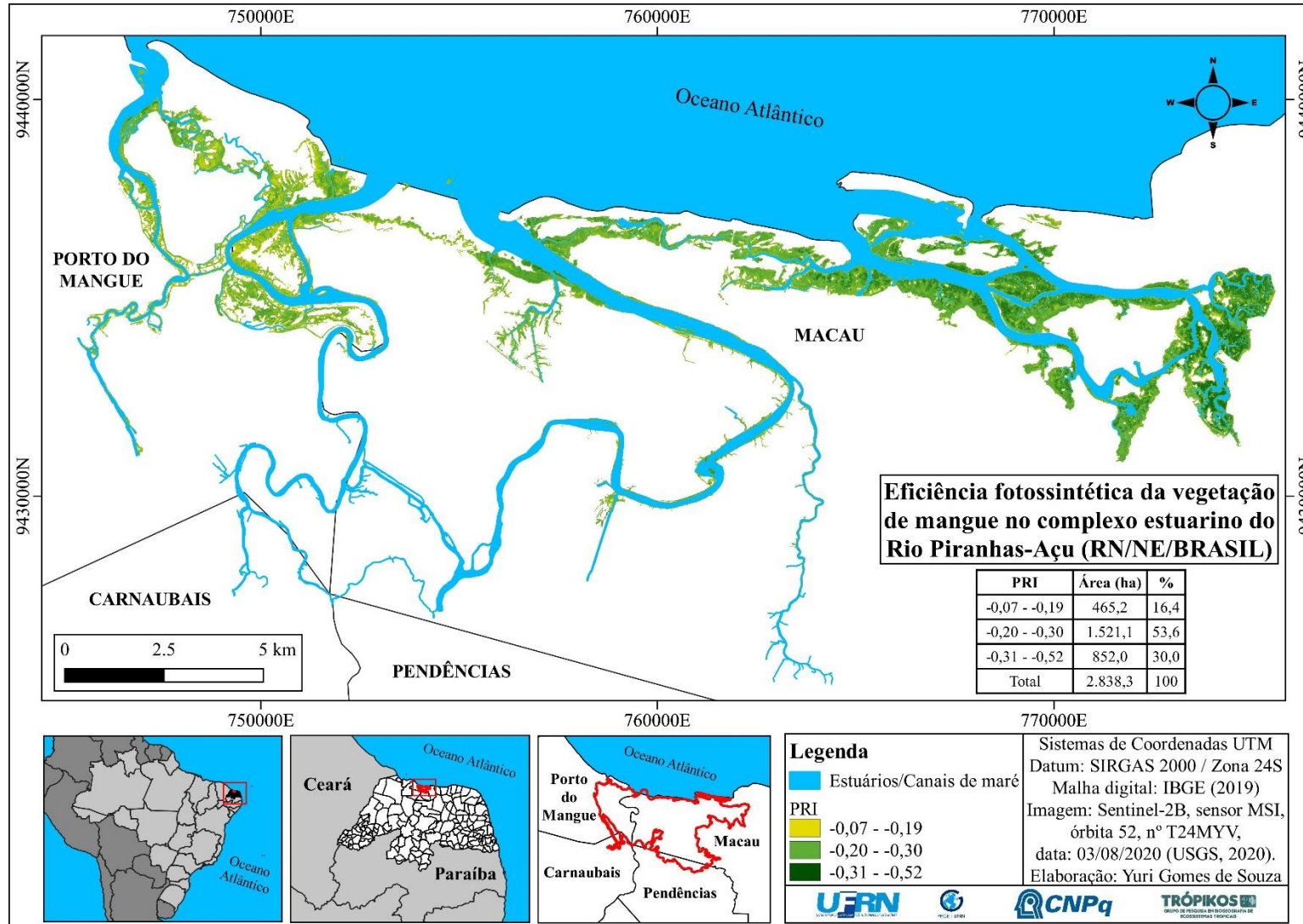
Tabela 15: Distribuição dos valores do PRI nos bosques de mangue (2021).

Índice	Intervalos	Área (ha)	Percentual (%)
PRI	-0,07 - -0,19	465,2	16,4
	-0,20 - -0,30	1.521,1	53,6
	-0,31 - -0,52	852,0	30,0
Total		2.838,3	100

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Para o PRI, os trechos com as menores taxas de eficiência fotossintética das plantas foram representados pela concentração dos valores próximos a -0,07, os quais indicaram na maior presença de vegetação do tipo esparsa e na ocorrência de possíveis estressores nos dosséis, tais como o alto teor de salinidade (54 g. L^{-1}). Por outro lado, em relação aos adjacentes a -0,52, foi identificado uma maior eficiência fotossintética nos dosséis, cujas regiões se pautaram na maior ocorrência de bosques semidensos a densos, com indicativo de setores de mangue mais conservados e sadios (salinidade inferior a 42 g. L^{-1}).

Figura 32: Estimativa da eficiência fotossintética da vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

É necessário pontuar que os valores do PRI podem ser influenciados pelas altas e baixas temperaturas, salinidade, seca, estresse hídrico e nutricional, bem como do tipo da espécie estudada. Nesses casos, a saúde da planta se caracteriza como um grande indicador de estabilidade do processo fotossintético, pois o aproveitamento da energia depende tanto do controle dos pigmentos da clorofila (folha sadia) como dos fotoprotetores das xantofilas (folha em estresse) (DEMMIG-ADAMS; ADAMS, 1992; GAMON; SERRANO; SURFUS, 1997).

Em termos da salinidade, estudos desenvolvidos por Song, White e Heumann (2011) no sudeste de Ilha Isabela, nas Ilhas Galápagos, demonstram que a vegetação de mangue, quando submetidas a elevadas concentrações de solução salina, pode diminuir sua atividade fotossintética de forma significativa. Os resultados indicaram uma correlação negativa entre o PRI e a salinidade, especialmente por que o gradiente apresentado pelos autores esteve como um fator de estresse para as espécies estudadas, como foram os casos da *Rhizophora mangle* e da *Laguncularia racemosa*.

Nessa perspectiva, considera-se que a redução na absorção da radiação se caracteriza como grande responsável pela diminuição tanto da produtividade fotossintética como da limitação do desenvolvimento estrutural das espécies, inclusive resultando na redução da densidade e do porte dos vegetais. Quando esse processo se inverte, grande contribuição é dada à dinâmica atmosférica, uma vez que o desempenho da clorofila na absorção da luz repercute necessariamente na mitigação das mudanças climáticas, pois seu funcionamento implica na adição fotossintética e na consequente capacidade da captura de CO₂ (TOMLINSON, 1986; DEMMIG-ADAMS; ADAMS, 1992).

Pesquisas desenvolvidas por Yang *et al.* (2018), em uma reserva natural de manguezal no condado de Beihai Hepu, no Sul da China, verificaram uma proporcionalidade entre o pigmento da clorofila e o uso da eficiência da luz, pelas espécies de mangue. Ao atestarem essa correlação significativa, os autores estabeleceram que o Índice de Refletância Fotoquímica (PRI) se apresentou como importante ferramenta na estimativa da atividade fotossintética das plantas de mangue, embora a resposta do referido índice no presente estudo tenha tido efeitos negativos quando da invasão da espécie de *Spartina alterniflora* nos bosques.

Estudos conduzidos por Zhu *et al.* (2019), no estuário de Zhangjiang, no sudeste da China, também demonstraram que o PRI é um verdadeiro preditor da eficiência fotossintética das plantas de mangue, cuja utilização pode ser objetivada enquanto um indicador para a modelagem da dinâmica do carbono atmosférico capturado pelas espécies.

Os dados do PRI estão intrinsecamente ligados aos resultados do sPRI, os quais são oriundos da normalização do primeiro, isto é, readequados para valores positivos (RAHMAN

et al., 2001; SILVA; BAPTISTA, 2015). Dessa forma, observou-se que os resultados do sPRI variaram entre 0,22 e 0,46, com média de 0,38. A maior ocupação foi entre 0,30 e 0,38, com 1.862,6 ha (65,6%); seguido por 0,39 e 0,46, com 693,3 ha (24,5%) e 0,22 a 0,29, com 282,4 ha (9,9%) (Tabela 16).

Tabela 16: Distribuição dos valores do sPRI nos bosques de mangue (2021).

Índice	Intervalos	Área (ha)	Percentual (%)
sPRI	0,22 - 0,29	282,4	9,9
	0,30 - 0,38	1.862,6	65,6
	0,39 - 0,46	693,3	24,5
Total		2.838,3	100

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Na escala dos valores positivos (entre 0 e 1), o sPRI corresponde a demonstração da capacidade de realização da fotossíntese pelos vegetais, de modo que, à medida em que o seu valor se eleva (próximo de 1), ocorre uma maior tendência ao aumento da fotossíntese com potencial importante na captação do fluxo de CO₂. O inverso também ocorre, pois, quando se encontram próximo a 0, a capacidade da folha na utilização da radiação é reduzida, indicando por consequência a diminuição na captura de CO₂ (RAHMAN *et al.*, 2001; SILVA; BAPTISTA, 2015).

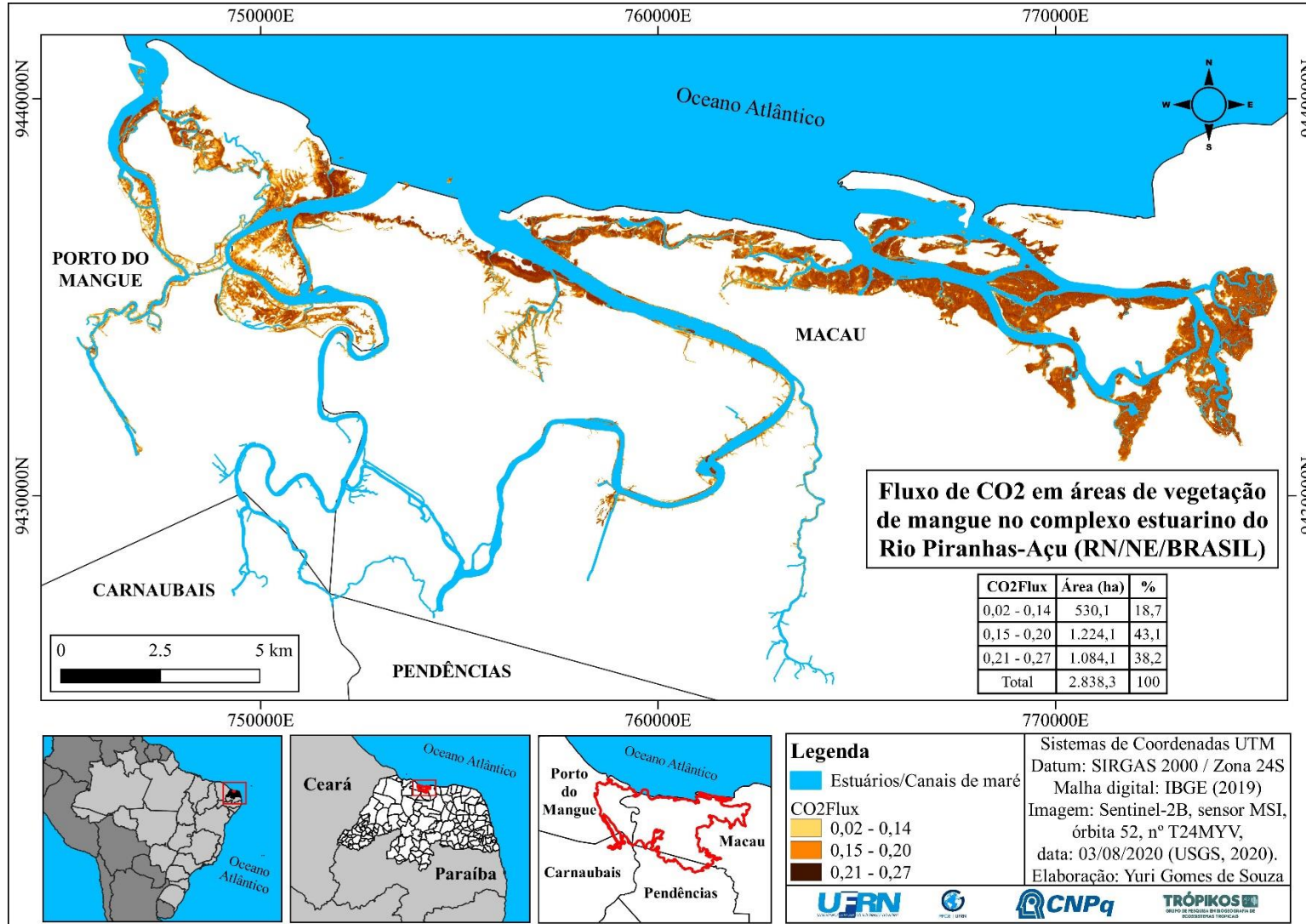
Em termos CO₂flux, o cálculo do produto entre o sPRI e o NDVI auxiliou a obtenção dessa estimativa. Verificou-se que os resultados variaram entre 0,02 e 0,27, com média de 0,18. A maior ocupação foi entre 0,15 e 0,20, com 1.224,1 ha (43,1%), seguido das variações de 0,21 e 0,27, com 1.084,1 ha (38,2%), e 0,02 e 0,14, com 530,1 ha (18,7%) (Tabela 17; Figura 33).

Tabela 17: Distribuição dos valores do CO₂flux nos bosques de mangue (2021).

Índice	Intervalos	Área (ha)	Percentual (%)
CO ₂ Flux	0,02 - 0,14	530,1	18,7
	0,15 - 0,20	1.224,1	43,1
	0,21 - 0,27	1.084,1	38,2
Total		2.838,3	100

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 33: Estimativa do fluxo de CO_2 pela vegetação de mangue no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em termos dos valores próximo a 0,27 do CO₂flux, concentram-se as áreas com maior capacidade de fixação do CO₂ pelos dosséis, os quais se deram especialmente nos trechos de vegetação semidensa a densa, com alta capacidade fotossintética. Quanto às regiões que indicaram as menores capacidades de captação do CO₂, essas foram as que possuíram os valores próximos a 0,02, principalmente nas regiões de dosséis do tipo esparsos.

Os estudos de Baptista (2003), em áreas do Cerrado brasileiro, ratificam que a relação entre a densidade florestal e a eficiência na captação de CO₂ pelas plantas são diretamente proporcionais, e, por isso, sugere que a presença de dióxido de carbono na atmosfera terrestre seja inversamente proporcional.

Essa resposta é confirmada pelos estudos conduzidos por Silva e Baptista (2015), os quais, ao estudarem o potencial de fixação de CO₂ em dosséis amazônicos, verificaram que quanto maior foram os valores do CO₂flux, menor foi a concentração do CO₂ na atmosfera. Essa resposta foi indicada pela correlação negativa ($R^2 = -0,641$) entre as concentrações de CO₂ (ppm) em torres micrometeorológicas e os valores do CO₂flux, que variou entre $\pm 0,1$ e 0,4.

Pesquisas desenvolvidas por Rahman *et al.* (2001), numa floresta boreal da região central do Canadá com o sensor AVIRIS, já havia demonstrado uma forte correlação ($R^2 = 0,82$) entre o fluxo bruto de CO₂ medido em torres com o índice CO₂flux, que variou entre $\pm 0,09$ e 0,38. Nesse estudo, o resultado do índice indicou que o aumento de seus valores estão relacionados ao maior fluxo de CO₂ em decorrência da atividade fotossintética da vegetação.

Análises realizadas por Santos (2017), em duas áreas do Semiárido pernambucano, também demonstrou estatisticamente uma significância importante ($R^2 = 0,81$) entre o fluxo absorvido, representado pelos valores de CO₂flux, que indicou uma variação entre $\pm 0,12$ e 0,26, com a concentração de CO₂ na camada atmosférica. Os resultados deste trabalho novamente valida que quanto maior o valor do CO₂flux, nesse caso os próximos a 0,26, maior a tendência na captura do CO₂ pelas plantas.

Portanto, os resultados encontrados nesse capítulo contribuem para discussão sobre a importância da vegetação de mangue na atenuação das mudanças climática, a partir do seu potencial à absorção do carbono atmosférico. Por isso, a conservação desse ecossistema reverbera diretamente na estabilidade tanto da fixação como do estoque do CO₂ nas estruturas florestais de mangue.

O mangue, enquanto responsável por 14% de toda a absorção de CO₂ nas faixas entre terra-mar do planeta (ALONGUI, 2012), tem se tornado vulnerável às projeções das mudanças climáticas com o aumento do nível do mar até os anos 2050 (SAINTILAN, 2020), por isso,

estudos dessa natureza são cada vez mais necessários para contribuir com essa discussão, seja no âmbito da conservação desse ecossistema seja do seu papel na atenuação das mudanças climáticas.

Isso por que, segundo os alertas do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2018), com o aumento de 1,0 °C de aquecimento global no último século, e com o potencial de crescimento em 1,5 °C até 2052, caso as emissões de dióxido de carbono (CO₂) continuem em tendência crescente, conservar a vegetação de mangue é uma necessidade urgente quando se pensa na mitigação das mudanças climática.

4.4. VALORAÇÃO ECOSISTÊMICA DE BOSQUES DE MANGUE: UMA ESTIMATIVA EM UM MANGUEZAL SEMIÁRIDO DO BRASIL (RIO PIRANHAS-AÇU/RN)

Além dos capítulos anteriores, cujos objetivos foram de analisar o ecossistema de manguezal, o presente capítulo busca contribuir ainda mais nesse fim, mas agora adentrando os temas sobre a valoração monetária nessas áreas naturais, que apresentam grande importância sobre o fornecimento de serviços ecossistêmicos (benefícios tangíveis e intangíveis) para o equilíbrio e a sustentabilidade da vida humana no Planeta.

Considera-se, antes de tudo, que muitos são os autores que advertem que nenhum pesquisador deve entender que a definição econômica de serviços torna a natureza privatizada, ou ainda, de supor que a mesma venha a ser convertida em valores monetárias para finalidades estritamente comerciais (BOYD; BANZHAF, 2007; COSTANZA *et al.*, 2014).

Na verdade, contabilizar os benefícios dos serviços ecossistêmicos a partir de valores monetários, têm sido uma das alternativas enaltecidas por inúmeras pesquisas na busca pela aproximação de uma quantificação do estoque de capital natural e suas repercussões no bem-estar humano. Esse procedimento tem permitido não só maximizar e dar visibilidade à conservação dos ecossistemas, mas, sobretudo, estimular o diálogo harmônico entre a noção de exploração versus uso sustentável (COSTANZA *et al.*, 1997; 2014; 2017; DE GROOT, 2012; KUBISZEWSK *et al.*, 2017).

Nesse sentido, buscou-se realizar a valoração dos bosques de mangue do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu em 2008 e 2021. Fez-se a utilização do método de “transferência de valor”, que se fundamenta entre o cálculo do produto da própria extensão do ecótopo de mangue (área dos fragmentos de mangue), com os coeficientes globais contidos nos estudos de De Groot *et al.* (2012) e Costanza *et al.* (2014).

Em princípio, na Tabela 18, são apresentados os tipos de serviços - provisão, regulação/manutenção e culturais - e seus respectivos valores monetários para as áreas de mangue, conforme De Groot *et al.* (2012) e Costanza *et al.* (2014). É necessário lembrar, no entanto, que o valor de US\$ 193.843,00 ha⁻¹ ano⁻¹, contido em tais estudos, data de uma Paridade do Poder de Compra (PPC) referente ao ano de 2007. Assim, foi necessário o ajuste para 2021, adotando-se a conversão de inflação em \$ 1,29, onde o resultado a ser utilizado para a área de estudo foi cotado em US\$ 250.503,10 ha⁻¹ ano⁻¹.

Tabela 18: Estimativa dos serviços ecossistêmicos para 2021 e seus respectivos valores monetários globais para a função dos bosques de mangue.

Bosques de mangue	2007/US\$/ha/ano	2021/US\$/ha/ano	%
Serviços de Provisão	2.998	3.873,01	1,57
1. Alimentos	1.111	1.435,74	0,60
2. Água	1.217	1.572,73	0,62
3. Matérias-primas	358	462,64	0,20
4. Fontes genéticas	10	12,92	0,005
5. Recursos medicinais	301	388,98	0,15
6. Recursos ornamentais			
Serviços de Regulação/Manutenção	188.653	243.796,08	97,30
7. Regulação na qualidade do ar			
8. Regulação do clima	65	84	0,03
9. Moderação de perturbação	5.351	6.915,09	2,77
10. Regulação dos fluxos de água			
11. Tratamento de resíduos	162.125	209.513,98	83,63
12. Prevenção de erosão	3.929	5.077,44	2,02
13. Ciclo de nutrientes	45	58,15	0,02
14. Polinização			
15. Controle biológico			
16. Serviços de berçário	10.648	13.760,40	5,49
17. Diversidade genética	6.490	8.387,02	3,34
Serviços Culturais	2.193	2.834,01	1,13
18. Informações estéticas			
19. Recreação	2.193	2.834,01	1,13
20. Inspiração			
21. Experiência espiritual			
22. Desenvolvimento cognitivo			
Valor econômico total	193.843,00	250.503,10	100
(US\$ ha⁻¹ ano⁻¹)			

Fonte: Elaborado pelo autor (2021), considerando os valores de De Groot *et al.* (2012) e Costanza *et al.* (2014) ajustados ao índice de Paridade de Poder de Compra (PPC) de 2021.

Em se tratando dos serviços de provisão, percebeu-se a valoração de alimentos, água, matérias-primas, fontes genéticas e recursos medicinais representando US\$ 3.873,01 ha⁻¹ ano⁻¹ (1,57%). Quanto aos de regulação/manutenção, notou-se os serviços de regulação do clima, moderação de perturbação, tratamento de resíduos, prevenção de erosão, ciclo de nutrientes, serviços de berçário e de diversidade genética, com US\$ 243.796,08 ha⁻¹ ano⁻¹ (97,3%). Enquanto que para os Culturais, observou-se apenas o serviço de recreação, com US\$ 2.834,01 ha⁻¹ ano⁻¹ (1,13%) (Tabela 18).

Com base nesse levantamento global, pôde-se quantificar na área de estudo os valores de ESV (valor do serviço ecossistêmico) totais para os fragmentos de mangue (em milhões de US\$/ ano⁻¹). Em 2008, identificou-se US\$ 793.634.144,79 e em 2021, US\$ 711.015.578,21, suscitando na perda de US\$ 82.618.566,58 em pouco mais de uma década, ou o equivalente a uma redução percentual de 10,4% do total (Tabela 19).

Tabela 19: Resultados dos valores de ESV em milhões de US\$ para os anos de 2008 e 2021 no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

Bosques de mangue	ESV Total (2008/US\$)	ESV Total (2021/US\$)	ESV Total (2008- 2021/US\$)
Serviços de Provisão	12.270.319,13	10.992.959,55	-1.277.359,58
Alimentos	4.548.655,43	4.075.133,23	-473.522,2
Água	4.982.661,81	4.463.958,85	-518.702,96
Matérias-primas	1.465.717,99	1.313.134,44	-152.583,55
Fontes genéticas	40.932,64	36.671,49	-4.261,15
Recursos medicinais	1.232.351,25	1.104.061,54	-128.289,71
Serviços de Regulação/Manutenção	772.385.225,78	691.978.705,20	-80.406.520,58
Regulação do clima	266.125,52	238.421,43	-27.704,09
Moderação de perturbação	21.908.118,26	19.627.448,58	-2.280.669,68
Tratamento de resíduos	663.774.014,52	594.674.092,39	-69.099.992,13
Prevenção de erosão	16.086.147,25	14.411.553,94	-1.674.593,31
Ciclo de nutrientes	184.228,56	165.050,08	-19.178,48
Serviços de berçário	43.595.162,24	39.056.837,07	-4.538325,17
Diversidade genética	26.571.429,44	23.805.301,71	-2.766.127,73

Serviços Culturais	8.978.599,88	8.043.913,46	-934.686,42
19. Recreação	8.978.599,88	8.043.913,46	-934.686,42
ESV Total (2008-2021/US\$)	793.634.144,79	711.015.578,21	-82.618.566,58

Fonte: Elaborado pelo autor (2021), com valores ajustados para o índice de Paridade de Poder de Compra (PPC) de 2021.

Em relação aos serviços de regulação/manutenção em 2008, foi estimado um total de US\$ 772.385.225,78, enquanto que em 2021 esse valor decresceu para US\$ 691.978.705,20, representando um prejuízo potencial de US\$ 80.406.520,58. Quanto aos serviços de provisão, respectivamente, notou-se US\$ 12.270.319,13 e US\$ 10.992.959,55, com perda de US\$ 1.277.359,58, respectivamente. Em se tratando dos serviços culturais, mais especificamente recreação, tem-se em 2008 o valor de US\$ 8.978.599,88, enquanto em 2021, US\$ 8.043.913,46, acarretando na perda de US\$ 934.686,42.

Em 2008, o agrupamento de serviços que computou as maiores estimativas foi o de regulação/manutenção, onde o serviço de tratamento de resíduos foi o de maior expressividade monetária: US\$ 663.774.014,52; seguido pelos serviços de berçário com US\$ 43.595.162,24, diversidade genética com US\$ 26.571.429,44, moderação de perturbação com US\$ 21.908.118,26; prevenção de erosão com US\$ 16.086.147,25; regulação do clima com US\$ 266.125,52; e ciclagem de nutrientes com US\$ 184.228,56.

Em 2021, o tratamento de resíduos novamente apresentou maior valoração, com US\$ 594.674.092,39; seguido dos serviços de berçário, com US\$ 39.056.837,07, diversidade genética, com US\$ 23.805.301,71, moderação contra perturbação, com US\$ 19.627.448,58, e prevenção contra erosão com US\$ 14.411.553,94. Quanto aos demais serviços, esses foram representados pela regulação do clima, com US\$ 238.421,43, e pela função de ciclagem de nutrientes, com US\$ 165.050,08.

Em relação aos serviços de provisão para 2008 e 2021, a água computou maior valoração com US\$ 4.982.661,81 e US\$ 4.463.958,85, respectivamente; enquanto alimentos com US\$ 4.548.655,43 e US\$ 4.075.133,23, matéria-prima com US\$ 1.465.717,99 e US\$ 1.313.134,44, recursos medicinais com US\$ 1.232.351,25 e US\$ 1.104.061,54, e fontes genéticas com US\$ 40.932,64 e US\$ 36.671,49, respectivamente. Quanto aos culturais, o serviço de recreação apresentou US\$ 8.043.913,46 e US\$ 8.043.913,46, respectivamente.

Dessa forma, observou-se que o potencial de contribuição dos bosques de mangue nos anos analisados apresentou perda monetária em todas as categorias de serviços, e isso aconteceu em decorrência da redução da área dos ecótopos de mangue na última década, assim como

devido à elevada fragmentação com a formação de novos fragmentos de extensão ínfima. Certamente, esse fator repercutiu não só na diminuição da capacidade dessas áreas proverem serviços para o bem-estar da sua comunidade local, como também de proteger e regular sua própria recarga de capital natural. Nesse âmbito, a distribuição desses valores nos fragmentos de mangue pode ser visualizada por meio da Tabela 20.

Tabela 20: Distribuição dos valores de ESV a partir dos fragmentos de mangue para os anos de 2008 e 2021 no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN.

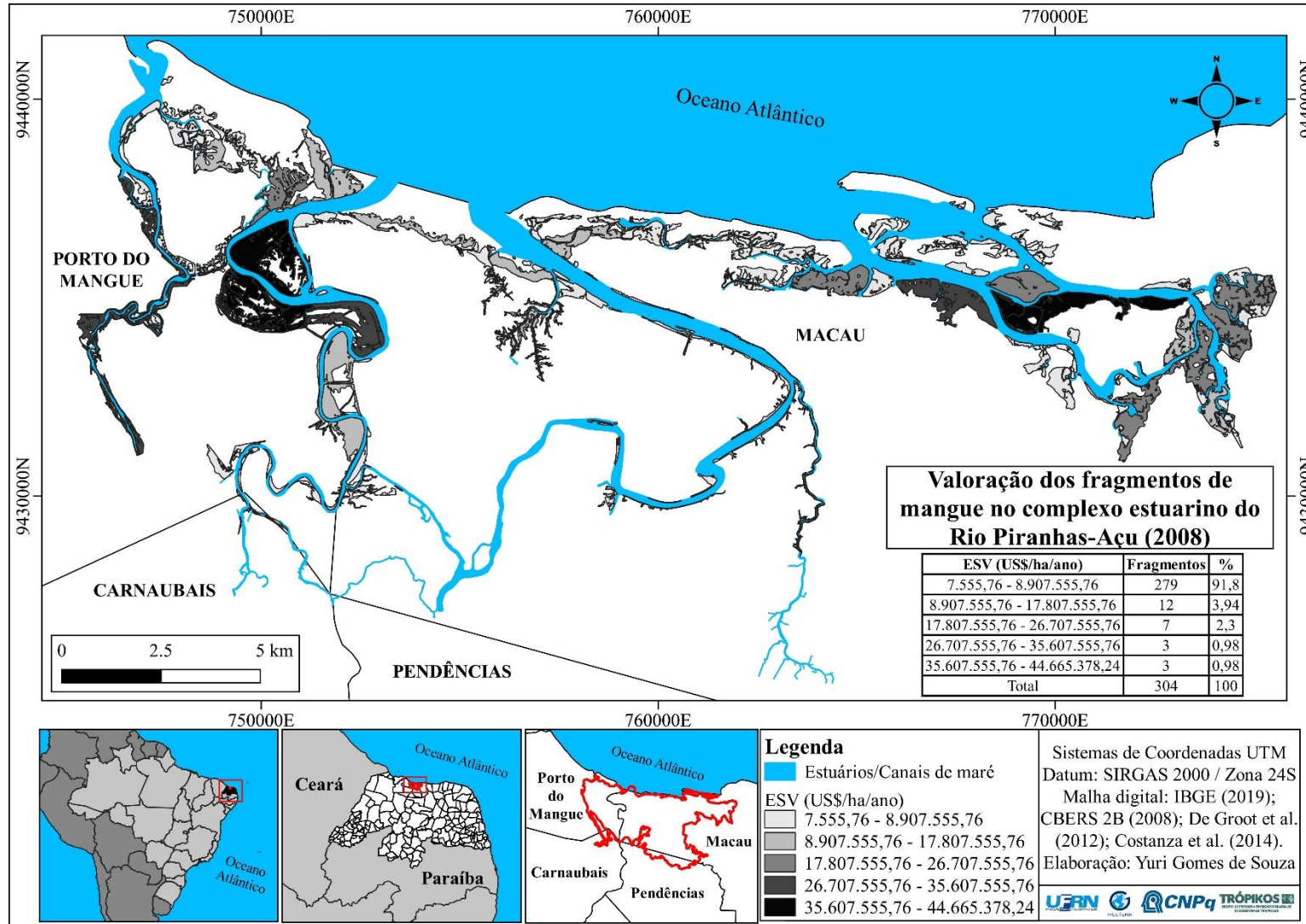
Intervalos (ESV/US\$/ha/ano)	Fragmentos	Percentual (%)
2008		
7.555,76 – 8.907.555,76	279	91,8
8.907.555,76 – 17.807.555,76	12	3,94
17.807.555,76 – 26.707.555,76	7	2,3
26.707.555,76 – 35.607.555,76	3	0,98
35.607.555,76 – 44.665.378,24	3	0,98
Total	304	100
2021		
1.122,33 – 6.401.122,32	502	94,01
6.401.122,32 – 12.801.122,32	15	2,81
12.801.122,32 – 19.201.122,32	6	1,12
19.201.122,32 – 25.601.122,32	7	1,31
25.601.122,32 – 32.141.215,32	4	0,75
Total	534	100

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em 2008, identificou-se que o ESV para o sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu variou entre US\$ 7.555,76 e US\$ 44.665.378,24, com média sendo estimada em US\$ 2.610.638,63. Nesse ano, o intervalo entre US\$ 7.555,76 e US\$ 8.907.555,76 representou a maior predominância entre os fragmentos mapeados, com 91.8%, ou em cerca de 279 dos 304 totais. Os demais intervalos, em ordem decrescentes, ocorreram entre US\$ 8.907.555,76 e US\$ 17.807.555,76 com 12 fragmentos (3,94%), entre US\$ 17.807.555,76 e US\$ 26.707.555,76 com 7 fragmentos (2,3%), entre US\$ 26.707.555,76 e US\$ 35.607.555,76 com 3 fragmentos (0,98%) e US\$ 35.607.555,76 e US\$ 44.665.378,24, também com 3 fragmentos (0,98%) (Figura 34).

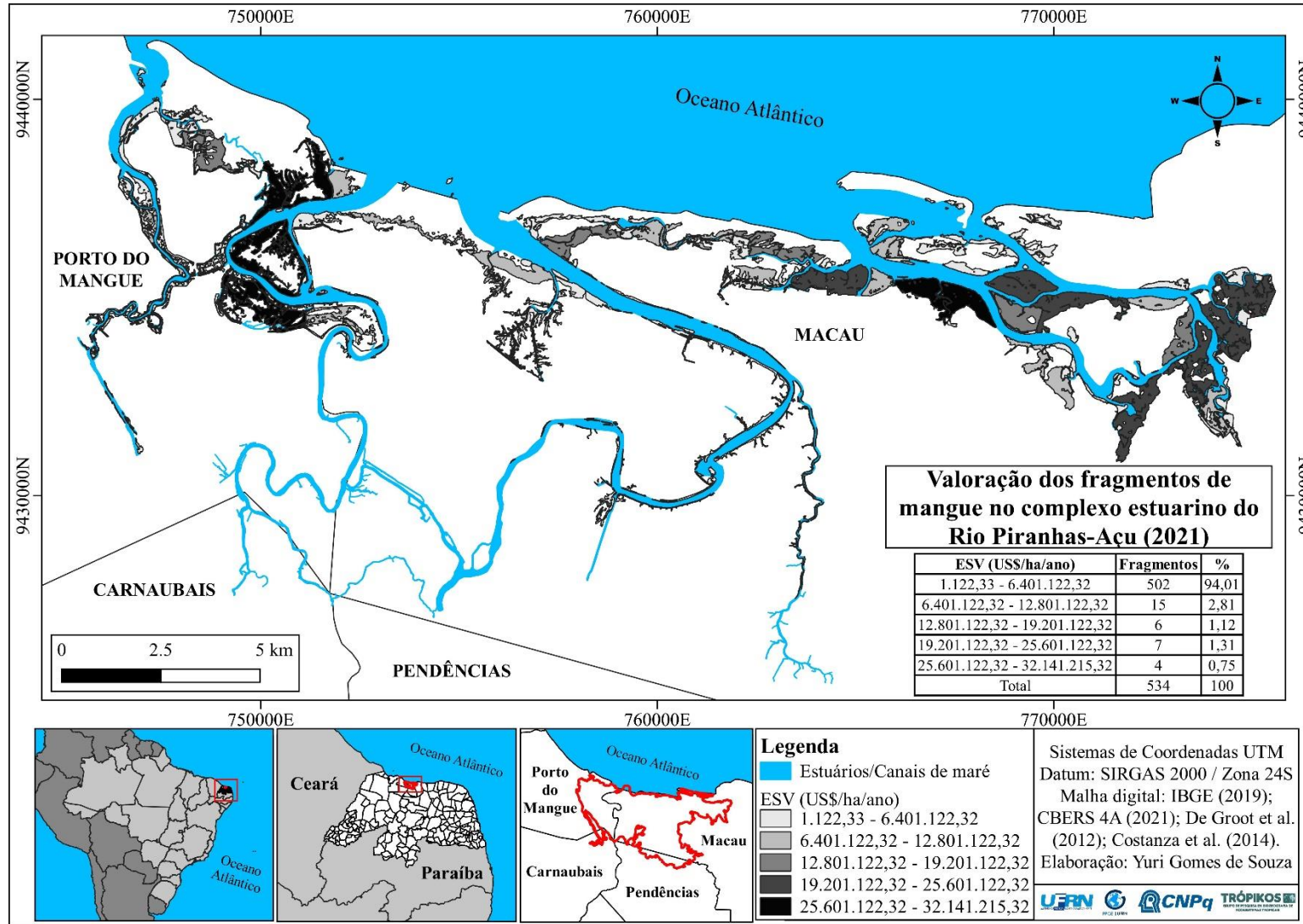
Em 2021, a valoração dos fragmentos variou entre US\$ 1.122,33 e US\$ 32.141.215,32, com uma média de US\$ 1.331.489,85 entre eles. Dos 534 fragmentos analisados, 502 ocupou o menor intervalo de ESV, com variação entre US\$ 1.122,33 e US\$ 6.401.122,32, ou 94,01% do total. A variação de ESV entre US\$ 6.401.122,32 e US\$ 12.801.122,32 esteve em 15 fragmentos de mangue (2,81%), enquanto que entre US\$ 12.801.122,32 e US\$ 19.201.122,32 a ocorrência se deu em 6 fragmentos (1,12%); entre US\$ 19.201.122,32 e US\$ 25.601.122,32, 7 fragmentos (1,31%); e entre US\$ 25.601.122,32 e US\$ 32.141.215,32, apenas 4 fragmentos ou 0,75% do total (Figura 35).

Figura 34: Espacialização do ESV no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN para o ano de 2008.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 35: Espacialização do ESV no complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN para o ano de 2021.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Assim, observou-se que em 2008 e 2021 os valores médios, máximos e mínimos reduziram em US\$ 1.279.148,79, US\$ 12.524.162,92 e US\$ 6.433,43, respectivamente. Quanto aos intervalos, percebeu-se uma majoritária presença de valores menores no ESV em 2021, que apresentou um aumento total de 230 novos fragmentos. Além disso, notou-se uma perda monetária total de US\$ 82.618.566,58 na última década (treze anos).

É importante destacar, portanto, que os valores encontrados representam uma aproximação por meio de metodologias robustas do que é possível estimar em relação ao potencial dos bosques de mangue à prestação de serviços ecossistêmicos no sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu.

Essa discussão tem sido difundida por inúmeras pesquisas em escala global. Estudos conduzidos por Getzner e Islam (2020) definem que a valoração de serviços ecossistêmicos ofertados pelo manguezal permite analisar não só que é possível obter ou o que pode ter sido perdido em um intervalo de tempo, a partir da interação do homem com o ecossistema, mas, principalmente, o quanto de políticas nacionais e internacionais o manguezal necessita para sustentar seu capital natural.

Pesquisas desenvolvidas por Menéndez *et al.* (2020), ao longo de uma extensão de 141.000 km² de manguezais em quatro continentes do globo (África, América, Ásia e Oceania), verificaram que esses ecossistemas são responsáveis por preservar a região costeira contra enchentes e ciclones e fornecer inúmeros recursos alimentícios às suas populações, reduzindo um total de danos de cerca de US\$ 65 bilhões ano⁻¹ e permitindo a proteção e sustento alimentar de aproximadamente 15 milhões de pessoas a cada ano.

Ainda conforme os dados desses autores, embora as florestas de mangue tenham convivido com o avanço da infraestrutura urbana, cidades como Miami, nos Estados Unidos, e Cancún, no México, são alguns dos conglomerados urbanos que têm se beneficiado com o amortecimento natural da vegetação de mangue, os quais giram em torno de US\$ 500 milhões ano⁻¹ (MENÉNDEZ *et al.*, 2020).

Contribuindo ainda mais nesse âmbito, pesquisas conduzidas por Tanner *et al.* (2019) em florestas de mangue no Arquipélago de Galápagos, no oeste do Equador, analisaram a importância desse ecossistema em serviços voltados à disponibilidade de recursos pesqueiros, ao armazenamento de carbono e ao turismo. Como resultados, perceberam que só o comércio da pesca possibilita um total de US\$ 902.905 ano⁻¹ em 3.690,00 ha de mangue. Quanto ao estoque de carbono, verificaram que o mangue evitou cerca de US\$ 84 milhões ano⁻¹ de danos socioambientais, caso o CO₂ tivesse sido disponibilizado à atmosfera. Em termos do turismo, apontaram que só as visitas em ambientes do manguezal renderam cerca de US\$ 62.5

milhões ano⁻¹.

Segundo Kumagai *et al.* (2020), ao longo das quatro principais regiões de ocorrência de mangue do México (Noroeste do México, Pacífico mexicano, Golfo do México e Caribe mexicano), o desmatamento de mangue tem comprometido inúmeros serviços, dentre eles a captura de carbono. Em seus resultados, perceberam que embora a área de mangue entre 2005 e 2015 tenha reduzido em 5.272 ha, o valor total de estoque de CO₂ ainda foi computado em US\$ 31.7 milhões ano⁻¹. Contudo, caso as taxas de desmatamento continuem de maneira crescente pelos próximos 25 anos, o total de danos (lançamento de CO₂ na atmosfera) pode chegar a um prejuízo em torno de US\$ 392 milhões ano⁻¹.

Investigações coordenadas por Vo, Kuenzer e Oppelt (2015) no manguezal da província de Ca Mau, no Vietnã, identificaram os benefícios monetários do fornecimento de madeira, pesca, captura de carbono e proteção contra erosão. Como resultados, os autores estimaram um total de US\$ 600 milhões ano⁻¹, onde o serviço de provisão de madeira representou cerca US \$ 400 milhões ano⁻¹, controle de erosão US \$ 136 ano⁻¹, captura de carbono US \$ 46 milhões ano⁻¹ e pesca US \$ 17 milhões ano⁻¹. Apesar de tamanha importância na prestação de serviços, 40% das 285 famílias entrevistadas relataram que os bosques de mangue não têm valor econômico, mesmo 90% delas terem o mangue como meio direto de subsistência e economia.

Pesquisas como a de Rumahorbo, Keiluhu e Hamuna (2019), na baía de Youtefa em Jayapura, na Indonésia, estimaram o valor econômico total do manguezal a partir dos seus benefícios fornecidos de forma direta e indireta. Os serviços como pesca e coleta de peixes, camarão, conchas e lenha rendeu um total US \$ 2.049.419,17 ano⁻¹ para a população local. Já em relação aos serviços de proteção costeira, prevenção da intrusão da água do mar no continente e captura de carbono, foi contabilizado um total de US \$ 1.653.913,24 ano⁻¹.

Ainda nessa pesquisa, um outro dado importante é apresentado, pois, dos 228 entrevistados, 212 relataram que podem contribuir ou pagar para a reabilitação do mangue. No entanto, os outros 16 não pretendem participar do então programa de conservação, uma vez que para estes últimos o processo de reabilitação do ecossistema é tarefa das políticas e gestões públicas, não se fazendo necessário a intervenção econômica da comunidade nesse fim (RUMAHORBO; KEILUHU; HAMUNA, 2019).

No Brasil, em um manguezal amazônico de apenas 12,5 ha de extensão, Rodríguez *et al.* (2019) perceberam que em serviços de provisão (extração de madeira, lenha, peixe, moluscos e crustáceos) e em serviços de regulação de carbono, o ecossistema forneceu um valor total de US\$ 310.465,79 ha⁻¹ ano⁻¹ para as comunidades litorâneas. Embora a área controle

possua pouca extensão quando comparada com maiores, esse trabalho enaltece os manguezais enquanto potenciais estratégicos para a economia ativa das famílias costeiras, visto que possui bens de alta demanda e valor agregado.

Além disso, é necessário lembrar que segundo Sandilyan e Kathiresan (2012), estima-se que 90% das espécies encontradas no mar se desenvolvem e atuam em áreas de manguezal, assim como, 80% das pescas mundiais possuem vinculação e dependência com esse sistema ecológico.

Portanto, considerando os números apresentados, a conservação desse rico berçário ecológico implica necessariamente no sustento e na promoção dos atuais e futuros serviços ecossistêmicos que podem ser fornecidos pelo manguezal do sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu, sejam eles de ordem de provisão, regulação/manutenção ou cultural.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No sistema estuarino semiárido do Rio Piranhas-Açu, foi possível identificar e quantificar as feições do manguezal para os anos de 2008 e 2021, bem como analisar os bosques de mangue a partir de métricas de paisagem, sua densidade e capacidade à captura de carbono, e o valor ecossistêmico dos seus fragmentos.

Em se tratando das feições do manguezal, percebeu-se que ao longo da última década (últimos 13 anos) apenas a classe *estuários/canais de maré* apresentou incremento de 48,6 ha, em virtude do aumento transversal de alguns canais próximos à foz e do aparecimento de pequenos canais de drenagem principalmente em áreas de mangue degradado. Por outro lado, a *vegetação de mangue e apicum* apresentaram reduções importantes, especialmente o primeiro, que dispôs de -329,8 ha, e o segundo, com -76,4 ha. Apesar da *vegetação de mangue* ter ocupado novos trechos no setor leste do complexo estuarino, a sua diminuição se deu em maior quantidade na porção oeste. O *apicum*, teve sua redução condicionada principalmente pela colonização e regeneração natural da vegetação de mangue no setor leste do complexo estuarino.

Quanto às métricas de paisagem, os fragmentos de mangue indicaram no intervalo temporal um acréscimo de 230 novas manchas, sendo em 2008 uma ocorrência total de 304 e em 2021, 534. Embora tenha havido um aumento na fragmentação, a métrica de área/tamanho apresentou em 2008 uma média de 10,4 ha, já 2021 esse valor reduziu para 5,3 ha. O aumento de fragmentos repercutiu na borda dos bosques, pois quanto maior foram os contornos e a pouca união entre eles, mais perímetro foi sendo computados no total. O resultado para 2008 foi de 943 km, já para 2021 esse valor cresceu para 983 km.

Esses resultados implicaram na forma dos fragmentos, visto que o Índice Médio de Forma apresentou uma tendência à valores acima de 1,0 em ambos os anos, suscitando na maior quantidade de fragmentos irregulares. Grande parte desses fragmentos ocuparam a porção oeste do complexo estuarino, os quais variaram de 2 a 17 em 2008 (56%) e de 2 a 10, em 2021 (54%). Assim, notou-se que em 2008 e 2021 apenas 75 (25%) e 125 (23%) dos fragmentos, respectivamente, possuíram formas compactas ou regulares.

Em relação à Razão Média do Perímetro pela Área, o aumento de fragmentos menores reverberou no resultado dessa métrica, haja vista que quanto menor foi o fragmento maior a relação entre área-perímetro. Em 2008, o índice indicou 0,08 e em 2021, 0,14, representando um indicativo progressivo do efeito de borda do mangue ao logo dos anos analisados, pois quanto mais próximo de 0 menor esse efeito. A métrica do vizinho mais próximo, por fim, indicou que em 2008 a média dos fragmentos foi de 25 m, enquanto que em 2021 foi de 19 m,

em virtude da formação de diversos novos fragmentos contíguos.

Portanto, entende-se que a redução da ocupação da vegetação de mangue, o aumento da fragmentação dos seus bosques, e o indicativo progressivo de efeito de borda em seus compartimentos florestais, ocorrendo majoritariamente na porção oeste do complexo estuarino, assinalam uma importante inquietação quanto aos eventuais distúrbios existentes nesse sistema estuarino.

Quanto aos índices de vegetação, o NDVI apontou a ocorrência de dosséis esparsos, semidensos e densos; e por meio do PRI, foi possível observar a dominância de valores negativos, que indicou plena atividade fotossintética entre as plantas, embora com maior eficiência entre os dosséis semidensos e densos. Essa resposta foi confirmada com os dados do sPRI, os quais mostram a eficiência da atividade fotossintética especialmente nas regiões de bosques semidenso a denso. Em relação aos dados do CO₂flux, notou-se que as áreas com maiores densidade e atividade fotossintética foram as de maior capacidade em relação ao potencial de captura de CO₂.

Dessa forma, foi possível perceber tanto as áreas de mangue com indicativo de maior conservação (maiores densidade e atividade fotossintética), com ocorrência em sua maioria no setor leste do complexo estuarino, como também os setores com bosques com déficit de vigor nas plantas (menores densidade e atividade fotossintética), os quais se deram em grande parte na porção oeste da área de estudo.

Em se tratando da valoração ecossistêmica dos fragmentos de bosques de mangue do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu em 2008 e 2021, pôde-se quantificar para 2008 um total de US\$ 793.634.144,79 e para 2021, US\$ 711.015.578,21, suscitando na perda monetária de US\$ 82.618.566,58 em pouco mais de uma década, ou o equivalente a uma redução percentual de 10,4% do total.

Em relação aos serviços, a maior valoração se deu nos serviços de regulação/manutenção, que em 2008 teve um total de US\$ 772.385.225,78, enquanto que em 2021 decresceu para US\$ 691.978.705,20, com perda de US\$ 80.406.520,58. Em termos dos serviços de provisão, esses variaram entre US\$ 12.270.319,13 e US\$ 10.992.959,55, com um prejuízo de US\$ 1.277.359,58. Quanto aos serviços culturais, estes dispuseram de US\$ 8.978.599,88 e US\$ 8.043.913,46 respectivamente, com perda de US\$ 934.686,42. Assim, observou-se que entre 2008 e 2021 os valores médios, máximos e mínimos reduziram em US\$ 1.279.148,79, US\$ 12.524.162,92 e US\$ 6.433,43, respectivamente.

Ressalta-se que uma vez danificadas, as florestas de mangue são impedidas não só de fornecer inúmeros serviços ecossistêmicos às comunidades humanas - sejam eles na ordem de provisão, regulação/manutenção ou culturais, como foi o caso da perda monetária de US\$ 82.618.566,58 identificada no presente estudo, como também de estabelecer o equilíbrio à toda uma biota associada que possui vinculação com o ecossistema local.

Diante disso, destaca-se que os procedimentos metodológicos utilizados nessa pesquisa permitiram atingir os resultados esperados, alcançando assim o objetivo geral e seus respectivos objetivos específicos. Portanto, entende-se que estudos dessa natureza se fundamentam como ferramentas indispensáveis para guiar e auxiliar novas pesquisas voltadas para as paisagens de manguezais semiáridos, especialmente sobre temas como vegetação de mangue e serviços ecossistêmicos. Consoante a isso, espera-se que essa dissertação de mestrado possa contribuir para a gestão, planejamento e conservação dessas áreas naturais.

Assim, novas pesquisas se fazem necessário para aprofundar o entendimento das condições físicas, químicas e estruturais do manguezal, bem como quais seus potenciais desdobramentos no fornecimento de serviços ecossistêmicos para o equilíbrio ambiental e para o bem-estar das comunidades humanas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABHIK, S.; HOPE, P.; HENDON, H. H.; HUTLEY, L. B.; JOHNSON, S.; DROSDOWSKY, W.; BROWN, J. R.; DUKE, N. C. Influence of the 2015–2016 El Niño on the record-breaking mangrove dieback along northern Australia coast. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 20411-20423, 2021.

ADAME, M. F.; CONNOLLY, R. M.; TURSCHWELL, M. P.; LOVELOCK, C. E.; FATOYINBO, T.; LAGOMASINO, D.; GOLDBERG, L. A.; HOLDORF, J.; FRIESS, D. A.; SASMITO, S. D. Future carbon emissions from global mangrove forest loss. **Global Change Biology**, v. 27, n. 12, p. 2856-2866, 2021.

ADERALDO, P. I. C.; PEREZ-FILHO, A. Terraços fluviais no baixo curso do Rio Piranhas-Açu como contribuição geocronológica holocênica. **Revista Equador (UFPI)**, v. 9, n. 3, p.178 – 188, 2020.

AKBAR, M R; A ARISANTO, P A; A SUKIRNO, B; MERDEKA, P H; PRIADHI, M M; ZALLESA, S. Mangrove vegetation health index analysis by implementing NDVI (normalized difference vegetation index) classification method on sentinel-2 image data case study: segara anakan, kabupaten cilacap. **Iop Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 584, p. 012069, 2020.

ALATORRE, L. C.; SÁNCHEZ-CARRILLO, S.; MIRAMONTES-BELTRÁN, S.; MEDINA, R. J.; TORRES-OLAVE, M. E.; BRAVO, L. C.; WIEBE, L. C.; GRANADOS, A.; ADAMS, D. K.; SANCHEZ, E.; UC, M. Temporal changes of NDVI for qualitative environmental assessment of mangroves: shrimp farming impact on the health decline of the arid mangroves in the Gulf of California (1990–2010). **Journal of Arid Environments**, v. 125, p. 98-109, 2016.

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na Área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Ponta Grossa, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Ponta Grossa-PR, 2008. 74p.

ALONGI, D. M. Carbon sequestration in mangrove forests. **Carbon Management**, v. 3 n. 3, p. 313–322, 2012.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). **Nota Técnica no 414/SOC**. Marco Regulatório da bacia do rio Piranhas-Açu. 2004. Disponível em: http://piranhasacu.ana.gov.br/notas/nota_414_2004.pdf. Acesso em: 05 jul. 2020.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). **Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu**. Brasília: ANA, 2014, 97p.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). **Relatório de avaliação da implementação do plano de recursos hídricos da Bacia do Rio Piancó-Piranhas-Açu e sugestões para revisão do plano**. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/noticias-e>

eventos/noticias/implementacao-das-acoes-do-plano-de-recursos-hidricos-do-rio-pianco-piranhas-acu-pb-rn-atinge-60/relatorio_avaliacao-da-implementacao-do-prh-piranhas-marco-de-2021.pdf. Acesso em: 12 nov. 2021.

ARAÚJO, P. V. N.; AMARO, V. E.; AGUIAR, L. S.; LIMA, C. C.; LOPES, A. B. Tidal flood area mapping fronts the climate change scenarios: case study in a tropical estuary of Brazilian semiarid. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 1, n. 1, p. 1-28, 2021.

ASF. Alaska Satellite Facility. **RTC ALOS PALSAR**. Distributed Activity Archive Center. 2017. Disponível em: <https://search.asf.alaska.edu/#/?dataset=ALOS>. Acesso em: 2 jul. 2020.

BAILEY, R. G. **Ecosystem Geography**: from ecoregions to sites. New York: Springer-Verlag, ed. 2, p. 1-23, 2009.

BALL, M. C. Interactive effects of salinity and irradiance on growth: implications for mangrove forest structure along salinity gradients. **Trees**, v. 16, n. 2-3, p. 126-139, 2002.

BALVANERA, P.; QUIJAS, S.; KARP, D.; ASH, N.; BENNETT, E.; BOUMANS, R.; BROWN, C. CHAN, K.; CHAPLIN-KRAMER, R.; HALPERN, B.; HONEY-ROSÉS, J. K.; CRAMER, W.; MARTINEZ-HARMS, M.; MOONEY, H.; MWAMPAMBA, T.; NEL, J. POLASKY, S.; REYERS, B.; FELLOW, S. **Ecosystem Services**. M. Walters and R.J. Scholes (eds.), The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks, Pretoria, Centre for Wildlife Management, p. 44-65, 2016.

BAPTISTA, G. M. M. **Validação da modelagem de sequestro de carbono para ambientes tropicais de cerrado, por meio de dados AVIRIS e HYPERION**. In: XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, 05- 10 abril de 2003. Anais... São José dos Campos: INPE, p. 1037-1044, 2003.

BARBOSA, M. E. F.; BOSKI, T.; BEZERRA, F. H. R.; LIMA-FILHO, F. P.; GOMES, M. P.; PEREIRA, L. C.; MAIA, R. P. Late Quaternary infilling of the Assu River embayment and related sea level changes in NE Brazil. **Marine Geology**, v. 405, p. 23-37, 2018.

BASTIAN, O.; BEIERKUHNLEIN, C.; KLINK, H.-J.; LÖFFLER, J.; STEINHARDT, U.; VOLK, M.; WILMKING, M. **Landscape structures and processes**. In: Bastian O., Steinhardt U. (eds) Development and Perspectives of Landscape Ecology. Dordrecht: Springer, p. 49-112, 2002.

BASTIAN, O.; GRUNEWALD, K.; KHOROSHEV, A. V. The significance of geosystem and landscape concepts for the assessment of ecosystem services: exemplified in a case study in russia. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 7, p. 1145-1164, 2015.

BERTRAND, G. **Paisagem e geografia física global**. RAEGA, Editora UFPR, Curitiba, n. 8, p. 141- 152, 2004.

BINGHAM, G.; BISHOP, R.; BRODY, M.; BROMLEY, D.; CLARK, E.; COOPER, W.; SUTER, G. Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. **Ecological Economics**, v. 14, n. 2, p. 73-90, 1995.

BOLÓS, M. C. (ed). Escuelas y tendencias actuales e la Ciencia del Paisaje. In: BOLÓS, M.

Manual de Ciência del Paisaje: teoría, métodos y aplicaciones. Barcelona: Masson, p. 13-30, 1992.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, n. 2-3, p. 616-626, 2007.

BOYD, J. W; BAGSTAD, K. J; INGRAM, J. C.; SHAPIRO, C. D; ADKINS, J.; CASEY, C. F.; DUKE, C.; GLYNN, P. D; GOLDMAN, E.; GRASSO, M. The natural capital accounting opportunity: let's really do the numbers. **Bioscience**, v. 68, n. 12, p. 940-943, 2018.

BRASIL. Centro de Hidrografia da Marinha do Brasil. Dados mareográficos. **Tábuas de Maré**. 2020. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/chm/tabuas-de-mare>. Acesso em: 01 mar. 2021.

BRASIL. **Lei n. 12.651**, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. 2012. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Ano CXLIX, n. 102, 28 maio 2012. Seção 1, p.1. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em 03 junho de 2021.

BRYAN-BROWN, D. N.; CONNOLLY, R. M.; RICHARDS, D. R.; ADAME, F.; FRIESS, D. A.; BROWN, C. J. Global trends in mangrove forest fragmentation. **Nature**, v. 10, n. 1, p. 1-8, 2020.

BUNTING, P.; ROSENQVIST, A.; LUCAS, R.; REBELO, L.; HILARIDES, L.; THOMAS, N.; HARDY, A.; ITOH, T.; SHIMADA, M.; FINLAYSON, C. The global mangrove watch - a new 2010 global baseline of mangrove extent. **Remote Sensing**, v. 10, n. 10, p. 1669, 2018.

BURKHARD, B.; MAES, J. **Mapping Ecosystem Services**. Sofia: Pensoft Publishers, 2017. 374 p.

CALDAS, L. H. O. **Estudo geológico e geofísico da falha de Carnaubais, Bacia Potiguar – RN, e implicações neotectônicas**. 1998. 102 f. Dissertação (Mestrado em Geodinâmica e Geofísica). Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 1998.

CAVALCANTI, A. P. B. Análise integrada das unidades paisagísticas na planície deltaica do Rio Parnaíba – Piauí/Maranhão. **Mercator**, Fortaleza, v. 03, n. 6, p. 111-112, 2004.

CAVALCANTI, L. C. S. **Cartografia de Paisagens: fundamentos**. 2 ed. São Paulo: Oficina de Textos, p. 9-59, 2018.

CAVALCANTI, L. C. S.; CORRÊA A. C. B. Da descrição de áreas às sínteses naturalistas: uma abordagem historiográfica sobre a ideia de ‘áreas naturais’. **Espaço & Geografia**, v. 17, n. 2, p. 377-422, 2014.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, p. 1-50, 1999.

CLIMATE-DATA.ORG. **Macau**. 2020. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/rio-grande-do-norte/macau-42441/#climate-graph>. Acesso em: 01 nov. 2020.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 49, n. 12, p. 1671-1678, 1991.

CONGEDO, L. **Semi-Automatic Classification Plugin Documentation Versão 5.1.0.1**. Tutorial. 2016. Disponível em: <https://semiautomaticclassificationmanual-v5.readthedocs.io/_/downloads/ar/latest/pdf/ > Acesso em: 01 jul. 2020.

CONTI, J. B. Geografia e Paisagem. **Ciência e Natura**, v. 36, n. 3, p. 239-245, 2014.

COSTA, D. F. S. **Caracterização ecológica e serviços ambientais prestados por salinas tropicais**. Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Biologia) - Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Aveiro-PT, 2013A, 206 p.

COSTA, D. F. S.; BARBOSA, J. E. L.; ROCHA, R. M.; SOARES, A. M. V. M.; LILLEBØ, A. I. Multifactorial analysis of the geochemical characterization in a brazilian hypersaline floodplain. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, v. 18, n. 1, p. 81-90, 2014A.

COSTA, D. F. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R. ; CANDIDO, G. A. ; LILLEBO, A. I. . Geographical location and solar salt production. **Mercator** (Fortaleza. Online), v. 14, p. 91-98, 2015.

COSTA, D. F. S.; GUEDES, D. R. C.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; BARBOSA, J. E. L.; SOARES, A. M. V. M.; LILLEBØ, A. I. Influência de macroaspectos ambientais na produção de sal marinho no litoral semiárido do Brasil. **Revista de Geografia** (UFPE) v. 31, n. 3, 28-42, 2014C.

COSTA, D. F. S.; MEDEIROS, D. H. M.; COSTA, R. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R. **O sal de ontem e as salinas de hoje: análise da produção de sal marinho no Rio Grande do Norte**. In: ALBANO, G.P.; ALVES, L.S.F.; ALVES, A.M. (Org.). Capítulos de Geografia do Rio Grande do Norte. 1ed. Natal: Imprensa Oficial do Rio Grande do Norte e CCHLA-UFRN, 2015, v. 2, p. 37-63.

COSTA, D. F. S.; SILVA, A. A.; MEDEIROS, D. H. M.; LUCENA FILHO, M. A.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; LILLEBO, A. I.; SOARES, A. M. Breve revisão sobre a evolução histórica da atividade salineira no estado do Rio Grande do Norte (Brasil). **Sociedade & Natureza** (UFU. Online), v. 25, n. 1, p. 24-34, 2013B.

COSTA, D. F. S.; SILVA, D. E. M.; SOUZA, A. C. D.; SALDANHA, D. S.; BATISTA, A. I. L. Precipitação geoquímica em ambientes evaporíticos/hipersalinos – o caso das salinas solares do Brasil. **Revista de Geociências do Nordeste**. v. 4, n. 1., p. 58-70, 2018.

COSTA, D. F. S.; ROCHA, R.M.; CESTARO, L.A. Análise fitoecológica e zonação de manguezal em estuário hipersalino. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 1, p. 119-126, 2014B.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 3-15, 1997.

COSTANZA, R., DE GROOT, R., BRAAT, L., KUBISZEWSKI, I., FIORAMONTI, L., SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?. **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1-16, 2017.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; SUTTON, P.; PLOEG, S. V. D.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

COSTANZA, R.- Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. **Ecosystem Services**, v. 43, n. 101096, p.1-7, 2020.

CUSHMAN, S. A.; EVANS, J. S.; MCGARIGAL, K. **Landscape Ecology: Past, Present, and Future**. In: Cushman S. A., Huettmann F. (eds) Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation. Springer, Tóquio, p. 65-82, 2010.

KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

BEZERRA, F. H. R.; AMARAL, R. F.; SILVA, F. O.; SOUSA, M. O. L.; FONSECA, V. P.; VIEIRA, M. M. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM). **Programa geologia do brasil: Macau SB.24-X-D-II, Escala 1:100.000: nota Explicativa**. Rio Grande do Norte: UFRN/CPRM, 2009, 63p.

DAILY, G. C. **Introduction: What are ecosystem services?** In: Daily, GC, Ed., Nature's services: societal dependence on natural ecosystems, Island Press, Washington DC, p. 1-10, 1997.

DE GROOT, R.; BRANDER, L.; PLOEG, S. van Der; COSTANZA, R.; BERNARD, F.; BRAAT, L.; CHRISTIE, M.; CROSSMAN, N.; GHERMANDI, A.; HEIN, L. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50-61, jul. 2012.

DE GROOT, R.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393-408, 2002.

DEMMIG-ADAMS, B; ADAMS, W. W. Photoprotection and other responses of plants to high light stress. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 43, n. 1, p. 599-626, 1992.

DNOCS. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. **Ficha Técnica: Barragem Armando Ribeiro Gonçalves**. 2021. Disponível em: https://www.dnocs.gov.br/php/canais/recursos_hidricos/fic_tec_reservatorio.php?codigo_reservatorio=18&descricao_reservatorio=Barragem+Armando+Ribeiro+Gon%EA7alves. Acesso em: 02 abr. 2021.

DUKE, N. C.; BALL, M. C.; ELLISON, J. C. Factors influencing in mangroves biodiversity and distributional gradients. **Global Ecology and Biogeography Letters**, 7, p. 27-47, 1998.

DUKE, N. C.; MEYNECKE, J. O.; DITTMANN, S.; ELLISON, A. M.; ANGER, K.; BERGER, U.; CANNICCI, K.; DIELE, K.; EWEL, K. C.; FIELD, C. D.; KOEDAM, N.; LEE, S. Y.; MARCHAND, C.; NORDHAUS, I.; DAHDYOUH-GUEBAS, F. A World Without Mangroves?. *Science*, v. 317, n. 5834, p. 41-43, 2007.

DUKE, N. C. **Mangroves**. In: Hopley, D. (eds.). *Encyclopedia of modern coral reefs: structure, form and process*. Amsterdã: Springer Netherlands, ed. 1, p. 655-663, 2011.

DUKE, N. C. **Mangrove Coast**. In: Harff, J.; Meschede, M.; Petersen, S.; Thiede, J. (eds.). *Encyclopedia of Marine Geosciences*, Berlin: Springer Science, p. 1-17, 2014.

DUKE, N. C., SCHMITT, K. **Mangroves: unusual forests at the seas edge**. In: Köhl, M., Pancel L. (ed). *Tropical Forestry Handbook*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, p. 1- 24, 2015.

DUKE, N. C.; KOVACS, J. M.; GRIFFITHS, A. D.; PREECE, L.; HILL, D. J. E.; VAN OOSTERZEE, P.; MACKENZIE, J.; MORNING, H. S.; BURROWS, D. Large-scale dieback of mangroves in Australia's Gulf of Carpentaria: a severe ecosystem response, coincidental with an unusually extreme weather event. *Marine and Freshwater Research*, v. 68, n. 10, p. 1816 – 1830, 2017.

EMBRAPA. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The world's mangroves 1980-2005**. Rome, Italy: FAO Forestry Paper, p. 9-13, 2007.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology**. Netherlands, Dordrecht: Springer, p. 5-10, 2006.

FLOWERS, B.; HUANG, KUO-TSANG; ALDANA, G. O. Analysis of the habitat fragmentation of ecosystems in Belize using Landscape Metrics. *Sustainability*, v. 12, p. 3024-3038, 2020.

FORMAN, R. T. T. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, v. 10, n.3, p. 133-142, 1995.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley & Sons, p. 3-20, 1986.

FRIES, D. A.; ROGERS, K.; LOVELOCK, C.; KRAUS, K. W.; HAMILTON, S. E.; LEE, S. Y.; LUCAS, R. PRIMAVERA, J.; HAJKARAN, A.; SHI, S. The state of the world's mangrove forests: past, present, and future. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 44, n. 1, p.1-27, 2019.

GAMON, J. A.; KOVALCHUCK, O.; WONG, C. Y. S.; HARRIS, A.; GARRITY, S. R. Monitoring seasonal and diurnal changes in photosynthetic pigments with automated PRI and NDVI sensors. *Biogeosciences*, v. 12, p. 4149–4159, 2015.

GAMON, J. A.; PENUELAS, J.; FIELD, C. B. A narrow-waveband spectral index that tracks diurnal changes in photosynthetic efficiency. *Remote Sensing of Environment*, v. 41, n. 1, p.

35-44, 1992.

GAMON, J. A.; SERRANO, L.; SURFUS, J. S. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. **Oecologia**, v. 112, n. 4, p. 492-501, 1997.

GETZNER, M.; ISLAM, M. S. Ecosystem services of mangrove forests: results of a meta-analysis of economic values. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 16, p. 1-13, 2020.

GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L.; ZHU, Z.; SINGH, A.; LOVELAND, T.; MASEK, J.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world's using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, p. 154–159, 2011.

GODRON, M. **The natural hierarchy of ecological systems**. In: F. Klijn (ed.), *Ecosystem Classification for Environmental Management*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p. 69-84, 1994.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GROOT, R.; LOMAS, P. L.; MONTES, C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1209-1218, 2010.

GUEDES, D. R. C. **Análise dos serviços ecossistêmicos de provisão em dois sistemas estuarinos no litoral do Rio Grande do Norte, Brasil**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Natal, UFRN, 2018, 131 p.

HABER, W. **System ecological concepts for environmental planning**. In: F. Klijn (ed.), *Ecosystem Classification for Environmental Management*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p. 49-77, 1994.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1500052-1500062, 2015.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)**. Guidance on the Application of the Revised Structure. Nottingham, UK: Fabis Consulting Ltd./European Environment Agency, v. 5, n. 1, p. 1-10, 2018.

HAMILTON, S. E.; CASEY, D. Creation of a global high-resolution spatiotemporal database of continuous mangrove coverage for the 21st century (CGMFC-21). **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 6, p. 729-738, 2016.

HUETE, A. R. Vegetation Indices, Remote Sensing and Forest Monitoring. **Geography Compass**, v. 6, n. 9, p. 513–532, 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Regiões Geográficas Estado do Rio Grande do Norte**. 2016. Disponível em: <geoftp.ibge.gov.br>. Acesso em: 22 jun. 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de geomorfologia**. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. – 2. ed. - Rio de Janeiro: IBGE, 2009,

175 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. – 1. ed. - Rio de Janeiro: IBGE, 2012, 271 p.

ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Atlas dos manguezais do Brasil**. Brasília: MMA, 2018. 179 p.

INMET. Instituto Nacional De Meteorologia. **Inmet tempo**. 2020. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/Graficos/A001>. Acesso em: 01 nov. 2020.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Catálogo de imagens: Cbers 4A**; INPE, 2020. Disponível em: < <http://www2.dgi.inpe.br/catalogo/explore> > Acesso em: 1 de fev. 2021.

INPE. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Catálogo de imagens: Cbers 2B**; INPE, 2008. Disponível em: < <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/> > Acesso em: 4 de jul. 2020.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Global warming of 1.5°C: An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty**. V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, T. Waterfield (eds.). Genebra, Suíça: Working Group / Technical Support Unit, 2018.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres**. São José dos Campos: Parêntese Editora, p. 251-397, 2009.

JUNG, M. LecoS - A QGIS plugin for automated landscape ecology analysis. **Ecological Informatics**, v. 31, 2016, p. 18-21.

KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B. L. **Biology of mangroves and mangrove Ecosystems**. *Advances in Marine Biology*, p. 81-90, 2001.

KAUFFMAN, J. B.; ADAME, M. F.; ARIFANTI, V. B.; SCHILE-BEERS, L. M.; BERNARDINO, A. F.; BHOMIA, R. K.; DONATO, D. C.; FELLER, I. C.; FERREIRA, T. O.; GARCIA, M. del C. J. Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. **Ecological Monographs**, v. 90, n. 2, p. 1-18, 2020.

KLIJN, F. **Spatially nested ecosystems: guidelines for classification from a hierarchical perspective**. In: F. Klijn (ed.), *Ecosystem Classification for Environmental Management*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p. 85-116, 1994.

KLIJN, F.; UDO DE HAES, H. A. A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. **Landscape Ecology**, v. 9, n. 2, p. 89-104, 1994.

KINDU, M.; SCHNEIDER, T.; TEKETAY, D.; KNOKE, T. Changes in the values of

ecosystem services in response to the dynamics of land use / cover in the Munessa - Shashemene landscape in the highlands of Ethiopia. **Total Environmental Science**, v. 547, p. 137-147, 2016.

KIRYUSHIN, V. I. Ecological Functions of Landscapes. **Eurasian Soil Science**, 2018, v. 51, n. 1, p. 14-21, 2018.

KUBISZEWSKI, I.; COSTANZA, R.; ANDERSON, S.; SUTTON, P. The future value of ecosystem services: global scenarios and national implications. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 289–301, 2017.

KUENZER, C.; BLUEMEL, A.; GEBHARDT, S.; QUOC, T. V.; DECH, S. Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. **Remote sensing**, v.3, n. 5, p. 878–928, 2011.

KUMAGAI, J. A.; COSTA, M. T.; EZCURRA, E.; ABURTO-OROPEZA, O. Prioritizing mangrove conservation across Mexico to facilitate 2020 NDC ambition. **Ambio**, v. 49, n. 12, p. 1992-2002, 2020.

LACERDA, L. D.; WARD, R. D.; GODOY, M. D. P.; MEIRELES, A. J. A.; BORGES, R.; FERREIRA, A. C. 20-Years Cumulative impact from shrimp farming on mangroves of Northeast Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, p. 1-17, 2021.

LANDIS, J. R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.1, p. 159-174, 1977.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, 424 p.

LAURANCE, W, F; VASCONCELOS, H. L. Ecological consequences of forest fragmentation in the Amazon. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 03, p. 434-451, 2009.

LEE, S. Y.; PRIMAVERA, J. H.; DAHDOUH-GUEBAS, F.; MCKEE, K.; BOSIRE, J. O.; CANNICCI, S.; DIELE, K.; FROMARD, F.; KOEDAM, N.; MARCHAND, C. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 7, p. 726-743, 2014.

MAFI-GHOLAMI, D.; ZENNER, E. K.; JAAFARI, A.; WARD, R. D. Modeling multi-decadal mangrove leaf area index in response to drought along the semi-arid southern coasts of Iran. **Science of the Total Environment**, v. 656, p. 1326-1336, 2019.

MAES, J. **Mapping specific ecosystem services**. In: BURKHARD, B.; MAES, J. (Eds.) *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, Bulgaria, p. 178, 2017.

MAIA, R. P.; SOUSA, M. O. L.; BEZERRA, F. H. R. NETO, X. P.; LIMA, E. N. M.; SILVA, C. C. N. A Importância do controle tectônico para a formação da paisagem cárstica na Bacia Potiguar, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, n. 4, p.451-463, 2012.

MATOS, R. M. D. The Northeastern brazilian rift system. **Tectonics**, v. 11, n. 4, p. 766-791, 1992.

MATOS, M. F. A., AMARO, V. E., SCUDELARI, A. C. AND BEZERRA, A. C. N. Análises estatísticas de alturas significativas de ondas de série temporal de curto prazo na costa do Rio Grande do Norte. **Pesquisas em Geociências**, v. 46, e0731, 2019.

MAXIMIANO, L. A. Considerações sobre o conceito de paisagem. **Revista Raega**, Curitiba, n. 8, p. 83-91, 2004.

MCFADDEN, L.; SPENCER, T.; NICHOLLS, R. J. Broad-scale modelling of coastal wetlands: what is required? **Hydrobiologia**, v. 577, n. 1, p. 5-15, 2007.

MCGARIGAL, K. Landscape Pattern Metrics. **Encyclopedia of Environmetrics**, Wiley StatsRef: Statistics Reference Online, p. 1-11, 2014.

MCGARIGAL, K; MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1995. 122 p.

MEIRELES, A. J. A.; CASSOLA, R. S.; TUPINAMBÁ, S. V.; QUEIROZ, L. S. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, Nordeste no Brasil. **Mercator** - Revista de Geografia da UFC, v. 06, n. 12, p. 83-106, 2007.

MENÉNDEZ, P.; LOSADA, I. J.; TORRES-ORTEGA, S.; NARAYAN, S.; BECK, M. W. The global flood protection benefits of mangroves. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2020.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington: Island Press, p. 1-3, 2005.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**, 2. ed. Editora da Universidade de São Paulo, p. 34-44, 2012.

MOURA-LIMA, E. N.; SOUSA, M. O. L.; BEZERRA, F. H. R.; AQUINO, M. R.; VIEIRA, M. M.; LIMA-FILHO, F. P.; FONCECA, V. P.; AMARAL, R. F. Sedimentação e deformação tectônica cenozóicas na porção central da Bacia Potiguar. **Geol. USP**, Sér. cient., São Paulo, v. 10, n. 1, p. 15-28, 2010.

MÜLLER, F.; BURKHARD, B. The indicator side of ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 26-30, 2012.

NEVES, C. E.; MACHADO, G.; HIRATA, C. A.; STIPP, N. A. F. A importância dos geossistemas na pesquisa geográfica: uma análise a partir da correlação com o ecossistema: uma análise a partir da correlação com o ecossistema. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 26, n. 2, p. 271-285, 2014.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo: Thomson Learning, p. 18, 2007.

OTTONI, F. P.; HUGHES, R. M.; KATZ, A. M.; RANGEL-PEREIRA, F. S.; BRAGANÇA, P. H. N.; FERNANDES, R.; PALMEIRA-NUNES, A. R. O.; NUNES, J. L. S.; SANTOS, R. R. d.; PIORSKI, N. M. Brazilian mangroves at risk. **Biota Neotropica**, v. 21, n. 2, p. 1-6, 2021.

PANIZZA, A. C.; FONSECA, F. P. Técnicas de interpretação visual de imagens. **Revista da GEOUSP - Espaço e Tempo**, São Paulo, n. 30, p. 30-43, 2011.

POLIDORO, B. A.; CARPENTER, K. E.; COLLINS, L.; DUKE, N. C.; ELLISON, A. M.; ELLISON, J. C.; FARNSWORTH, E. J.; FERNANDO, E. S.; KATHIRESAN, K.; KOEDAM, N. E. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. **Plos One**, v. 5, n. 4, p. e10095, 2010.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São Paulo: Parêntese Editora, 2010, 119 p.

POTSCHIN, M. B.; HAINES-YOUNG, R. H. Ecosystem services: exploring a geographical perspective. **Progress in Physical Geography**, v. 35, n. 5, p. 575-594, 2011.

POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2013**. Eutopean Environment Agency Framework Contract No EEA/IEA/09/003, p. 1-17, 2013.

POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R. **Defining and measuring ecosystem services**. In: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R. and Turner, R.K. (eds) *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London and New York, p 1-6, 2016.

PÜTTKER, T.; CROUZEILLES, R.; ALMEIDA-GOMES, M.; SCHMOELLER, M.; MAURENZA, D.; ALVES-PINTO, H.; PARDINI, R.; VIEIRA, M. V.; BANKS-LEITE, C.; FONSECA, C. R. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: a cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108368 - 108378, 2020.

RAHMAN, A.F.; GAMON, J.A.; FUENTES, D.A.; ROBERTS, D.; PRENTISS, D.; QIU, H. **Modeling CO₂ flux of boreal forests using narrow-band indices from AVIRIS imagery**. Pasadena, California: AVIRIS Workshop, JPL/NASA, p. 1-8, 2000.

RAHMAN, A. F.; GAMON, J. A.; FUENTES, D. A.; ROBERTS, D. A.; PRENTISS, D. Modeling spatially distributed ecosystem flux of boreal forest using hyperspectral indices from AVIRIS imagery. **Journal of Geophysical Research**, v. 106, n. 24, p. 33.579-33.591, 2001.

REVOLLO, N. V.; SARMIENTO, G. N. R.; CISNEROS, M. A. H.; DELRIEUX, C. A.; PICCOLO, M. C. Assessing the Evolution in Remotely Sensed Vegetation Index Using Image Processing Techniques. **Anuário do Instituto de Geociências - Ufrj**, v. 42, n. 3, p. 27-41, 2019.

REZENDE, P. S.; MARQUES, V. D.; ROSA, R. Uso de dados do Sentinel-2 para cálculo de NDVI com base nos valores da refletância aparente e de superfície. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 28-31, 05, 2017, **Anais...** Santos/SP: INPE, p. 1-8, 2017.

RODRÍGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. **Teoria dos geossistemas - o legado de V. B. Sochava: Volume I Fundamentos Teórico-metodológicos**. Fortaleza: Edições UFC, p. 67-99, 2019.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; CAVALCANTI, A. P. B. **Geocologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. 5. ed. Fortaleza: Edições UFC, 2017. 222 p.

RODRÍGUEZ, J. M. M., SILVA, E. V., VICENS, R. S. O Legado de Sochava. Nossos Clássicos. **GEOgraphia**. Ano. 17, n. 33, p. 225-233, 2015.

RODRÍGUEZ, N. C.; VITORINO, M. I.; BERRÊDO, J. F.; JARDIM, M. A. G.; SOUSA, A. M. L.; SILVA, P. V. C. Evaluation of mangrove and its role in the economy and strategy to climate change: case study of Cuiarana, Pará, in the Brazilian Amazon. **Revista Árvore**, v. 43, n. 5, p. e430503, 2019.

ROSS, J. L. S. O Relevo brasileiro no contexto da América do Sul. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 1, p. 55, 2016.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. **Monitoring the vernal advancement of retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation**. NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, 1973, 63 p.

RUMAHORBO, B. T.; KEILUHU, H. J.; HAMUNA, B. The economic valuation of mangrove ecosystem in Youtefa bay, Jayapura, Indonesia. **Ecological Questions**, v. 30, n. 1, p. 47-54, 2019.

RUNHAAR, H. J.; UDO DE HAES, H. A. **The use of site factors as classification characteristics for ecotopes**. In: F. Klijn (ed.), *Ecosystem Classification for Environmental Management*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p. 139-165, 1994.

SAINTILAN, N.; KHAN, N. S.; ASHE, E.; KELLEWAY, J. J.; ROGERS, K.; WOODROFFE, C. D.; HORTON, B. P. Thresholds of mangrove survival under rapid sea level rise. **Science**, v. 368, n. 6495, p. 1118–1121, 2020.

SALDANHA, D. S. **Avaliação dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas úmidas costeiras da zona estuarina no Rio Piranhas-Açu (RN/NE – Brasil)**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós Graduação em Geografia, Geografia, UFRN, Natal, 2020, 140 p.

SALDANHA, D. S.; COSTA, D. F. S. Classificação dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas úmidas na zona estuarina do Rio Piancó-Piranhas-Açu (Nordeste, Brasil). **Ateliê Geográfico**, v. 13, n. 3, p. 263–282, 2019.

SANDILYAN, S.; KATHIRESAN, K. Mangrove conservation: a global perspective. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 14, p. 3523-3542, 2012.

SANTOS, C. V. B. **Modelagem espectral para determinação de fluxo de CO₂ em áreas de Caatinga preservada e em regeneração**. 2017. 75 f. Dissertação (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente, Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2017.

SANTOS, N. M. **Serviços ecossistêmicos em manguezal: identificação e mapeamento dos serviços de provisão no manguezal do rio Tijupá, Ilha do Maranhão – Ma, Brasil**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFRN, Natal/RN, 2018, 124 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y; CINTRÓN, G. **Guia para estudo de áreas de manguezal: estrutura, função e flora**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1986, 150 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÔN-MOLERO, G.; SOARES, M. L. G.; DE-ROSA, T. Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 3, p. 561-570, 2000.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÔN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO, T. M. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 204-218, 1990.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRON-MOLERO, G. **Mangroves of arid environments of Latin America**. In: Lieth, H., Al Masoom, A. (Eds.). Towards the Rational Use of High Salinity Tolerant Plants, vol. 1. Kluwer Academic, Dordrecht, p. 107-116, 1993.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C. C.; CINTRÓN, G. **Monitoramento do ecossistema manguezal: estrutura e características funcionais**. In: TURRA, A., e DENADAI, M. R.; orgs. Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, p. 62-80, 2015.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; SORIANO-SIERRA, E. J.; VALE, C. C.; BERNINI, E.; ROVAI, A. S.; PINHEIRO, M. A. A.; SCHMIDT, A. J.; ALMEIDA, R.; COELHO-JÚNIOR, C.; MENGHINI, R. P.; MARTINEZ, D. I.; ABUCHAHLA, G. M. O.; CUNHA-LIGNON, M.; CHARLIER-SARUBO, S.; SHIRAZAWA-FREITAS, J.; CINTRÓN-MOLERO, G. Climate changes in mangrove forests and salt marshes. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 37-52, 2016.

SILVA, S. C. P.; BAPTISTA, G. M. M. Análises espectrais da vegetação com dados Hyperion e sua relação com a concentração e o fluxo de CO₂ em diferentes ambientes na Amazônia brasileira. **Bol. Ciênc. Geod.**, Curitiba, v. 21, n. 2, p.354-370, 2015.

SILVA, C. A. R. **Caracterização física, físico-química e química dos estuários Apodi, Conchas, Cavalos, Açú, Guamaré, Galinhos, Ceará-Mirim, Potengi, Papeba e Guaraira**. Relatório final. Natal/RN: Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte/IDEMA, 2004, 50 p.

SILVA, M. S. F.; SOUZA, R. M. Padrões espaciais de fragmentação florestal na Flona do Ibura - Sergipe. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, v. 13, n. 03, p. 121-137, 2014.

SOARES, C. H. C. **Análise hidrodinâmica e morfodinâmica do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açú/RN, Nordeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado) - UFRN, Natal/RN, Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica, 2012, 132 p.

SOARES, M. O.; CAMPOS, C. C.; CARNEIRO, P. B. M.; BARROSO, H. S.; MARINS, R. V.; TEIXEIRA, C. E. P.; MENEZES, M. O. B.; PINHEIRO, L. S.; VIANA, M. B.; FEITOSA, C. V.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; BEZERRA, L. E. A.; ROCHA-BARREIRA, C. A.; MATTHEWS-CASCON, H.; MATOS, F. O.; GORAYEB, A.; CAVALCANTE, M. S.; MORO, M. F.; ROSSI, S.; BELMONTE, G. MELO, V. M. M.; ROSADO, A. S.; RAMIRES, G.; TAVARES, T. C. L.; GARCIA, T. M. Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 1-12, 2021.

SONG, C.; WHITE, B. L.; HEUMANN, B. W. Hyperspectral remote sensing of salinity stress

on red (*Rhizophora mangle*) and white (*Laguncularia racemosa*) mangroves on Galapagos Islands. **Remote Sensing Letters**, v. 2, n. 3, p. 221–230, 2011.

SPALDING, M. D.; BLASCO, F.; FIELD, C. D. (eds). **World Mangrove Atlas**. Japan, Okinawa: International Society for Mangrove Ecosystems, p. 23-43, 1997.

SPALDING, M., KAINUMA, M. E COLLINS, L. **World Atlas of Mangrove**. ITTO, ISME, FAO, PNUMA-WCMC, UNESCO-MAB e UNU-INWEH. London, Washington: Earthscan Publishers Ltd. Londres, p. 47-57, 2010.

SUGUIO, K.; MARTIN, L.; BITTENCOURT, A.C.S. P.; DOMINGUEZ, J.M.L.; FLEXOR, J-M.; AZEVEDO, A. E. G. Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 4, p. 284, 1985.

SUMMERS, J. K.; SMITH, L. M.; CASE, J. L.; LINTHURST, R. A. A Review of the elements of human well-being with an emphasis on the contribution of ecosystem services. **Ambio**, v. 41, n. 4, p. 328, 2012.

TANNER, M. K.; MOITY, N.; COSTA, M. T.; JARRIN, J. R. M.; ABURTO-OROPEZA, O.; SALINAS-DE-LEÓN, P. Mangroves in the Galapagos: ecosystem services and their valuation. **Ecological Economics**, v. 160, p. 12-24, 2019.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16, n.3, p. 284-307, 1935.

TOMLINSON, B. P. **The Botany of Mangroves**. 2. ed. New York: Columbia University Libraries, cap. 8, p. 109-122, 1986.

TRAN, L. X.; FISCHER, A. Spatio-temporal changes and fragmentation of mangroves and their effects on fish diversity in the province of Ca Mau (Vietnam). **Coastal Conservation Journal**, v. 21 n. 3, p. 355-368, 2017.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE, 1977. 91p.

TROLL, C. A paisagem geográfica e sua investigação. **Espaço e Cultura**, Rio de Janeiro: UERJ-NEPEC, n. 4, p.1-7, 1997.

TROLL, C. Landscape ecology (geoecology) and biogeocology: a terminological study, **GeoForum**, vol. 8, p. 43-46, 1971.

TROPPIAIR, H. Ecossistemas e Geossistemas do estado de São Paulo. São Paulo: **Instituto de Geografia (USP)**, n. 18, p. 1-12, 1981.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape Ecology in theory and practice: Pattern and Process**. 2ª ed. New York: SpringerVerlag, p. 2-25, 36-59, 115-138, 2015.

QGIS, Development Team. 2018. **QGIS Geographic Information System**, version 3.4.15, Madeira. QGIS Association. Disponível em: <<http://www.qgis.org>>.

UMROH, U.; ADI, W.; SARI, S. P. Detection of mangrove distribution on Pong Island. **Procedia Environmental Sciences**, v. 33, p. 253-257, 2016.

UUEMAA, E.; MANDER, Ü.; MARJA, R. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. **Ecological Indicators**, v. 28, n. 4, p. 100-106, 2013.

VILÁS, J. R. **Análisis y diagnosis**. In: BOLÓS, M (ed). Manual de Ciência del Paisaje: teoría, métodos y aplicaciones. Barcelona: Masson, p. 140, 1992.

VANNUCCI, M. What is so special about mangroves?. **Brazilian Journal of Biology**, n. 61, p. 599-603, 2001.

VITAL, H. TABOSA, W. F.; SOUZA, Z. S.; FARIAS, P. R. C.; LIMA, Z. M. C.; ARAÚJO, P. C.; CORDOBA, V. C.; SOUSA, D. C. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM). **Geologia e recursos minerais da Folha Jandaíra**: SB.24-X-D-III, Escala 1:100.000. Rio Grande do Norte: UFRN/CPRM, 2014, 161p.

VITTE, A. C.; SILVEIRA, R. W. D. Considerações sobre os conceitos de natureza, espaço e morfologia em Alexander von Humboldt e a gênese da geografia física moderna. **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, v. 17, n. 3, p. 607-626, 2010.

VITTE, A. C. A ciência humboldtiana e a geografia física. **Mercator**, Fortaleza, v. 10, n. 23, p. 71-82, 2011.

VO, T. Q.; KUENZER, C.; OPPELT, N. How remote sensing supports mangrove ecosystem service valuation: a case study in ca mau province, vietnam. **Ecosystem Services**, v. 14, p. 67-75, 2015.

WARMERDAM F. **The geospatial data abstraction library**. In: Hall GB, Leahy MG (eds) Open source approaches to spatial data manipulation. Berlin, Heidelberg: Springer, Advances in Geographic Information Science, v. 2, p. 87-104, 2008.

WU, J. Landscape Ecology. **Ecological Systems**. In: Leemans R. (eds) Ecological Systems. New York: Springer, p. 179-200, 2012.

YANG, S.; WANG, L.; SHI, C.; LU, Y. Evaluating the relationship between the photochemical reflectance index and light use efficiency in a mangrove forest with *Spartina alterniflora* invasion. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, n. 73, p. 778-785, 2018.

YIN, D.; LI, X.; HUANG, Y.; SI, Y.; BAI, R. Identifying vegetation dynamics and sensitivities in response to water resources management in the Heihe River Basin in China. **Advances in Meteorology**, v. 2015, p. 1-12, 2015.

ZHU, X.; SONG, L.; WENG, Q.; HUANG, G. Linking in situ Photochemical Reflectance Index measurements with mangrove carbon dynamics in a Subtropical Coastal Wetland. Journal Of Geophysical Research: **Biogeosciences**, v. 124, n. 6, p. 1714-1730, 2019.