



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ**  
**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA E GEOQUÍMICA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 660**

**A RESILIÊNCIA DOS MANGUEZAIS DO ESTUÁRIO DO RIO  
CEARÁ-MIRIM-RN ÀS INTERVENÇÕES HUMANAS**

**RONALDO DARLAN GASPAR AQUINO**  
**Orientador: Prof. Dr. Marcelo Cancela Lisboa Cohen (UFPA)**

---

**BELÉM-PA**  
**2024**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD  
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará  
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

---

A657r Aquino, Ronaldo Darlan Gaspar.  
A resiliência dos manguezais do estuário do rio Ceará-mirim-  
RN às intervenções humanas / Ronaldo Darlan Gaspar Aquino. —  
2024.  
xiii, 49 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Marcelo Cancela Lisboa Cohen  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,  
Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geologia  
e Geoquímica, Belém, 2024.

1. Sensoriamento Remoto. 2. Geoprocessamento. 3.  
Ecossistema Costeiro. 4. Carcinicultura. I. Título.

CDD 551

---



**Universidade Federal do Pará**  
**Instituto de Geociências**  
Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

## **A RESILIÊNCIA DOS MANGUEZAIS DO ESTUÁRIO DO RIO CEARÁ MIRIM-RN ÀS INTERVENÇÕES HUMANAS**

**DISSERTAÇÃO APRESENTADA POR**  
**RONALDO DARLAN GASPAR AQUINO**

Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em Ciências na Área de GEOLOGIA, linha de pesquisa Geologia Marinha e Costeira.

**Data de Aprovação: 23 / 09 / 2024**

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Marcelo Cancela Lisboa  
Cohen (Orientador – UFPA)

Prof. Dr. José Francisco Berrêdo Reis da Silva  
(Membro – MPEG)

Prof. Dr. Marlon Carlos França  
(Membro – IFES)

À minha família, Darlene Maria, Ronaldo Augusto e Renato Davi e à minha companheira, Camila Campos. Dedico a vocês esta dissertação.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, por ter possibilitado o sonho de realizar um mestrado. Sou grato a Ele pelo sopro da vida e por ter concedido estabilidade espiritual e emocional para seguir em frente e concluído mais esta etapa.

Agradeço aos meus pais, que me moldaram desde o nascimento para que fosse capaz de superar os desafios que a vida ofereceu e para o que ainda ter por vir! A vocês, Darlene e Ronaldo, sou grato por todo amor e por sempre me incentivar nos estudos.

Ao meu orientador, professor Marcelo Cohen, por toda sua contribuição na pesquisa da dinâmica dos manguezais durante o Holoceno, pelos contatos que tivemos e por ter me concedido a oportunidade de ser aluno em sua linha de pesquisa.

Sou grato ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela concessão da bolsa que permitiu a dedicação a este mestrado.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica - PPGG e Universidade Federal do Pará pela oportunidade de realização do mestrado em uma organização com professores de referência.

Por fim, sou grato a todos que contribuíram para a construção deste trabalho, de forma direta ou indireta.

Obrigado!

*“A importância das nossas vidas e do nosso frágil planeta é determinada pela nossa própria sabedoria e coragem. Nós somos os guardiões do sentido da vida”*

*Carl Sagan*

## RESUMO

Os manguezais são reconhecidos por serem extremamente sensíveis às mudanças no ambiente físico e químico, sendo muito usados como indicadores de mudanças do clima, nível do mar e intervenções antrópicas. A área de estudo compreende a foz do Rio Ceará-Mirim/RN, localizada na costa do estado do Rio Grande do Norte (RN), no nordeste do Brasil. Essa área tem um histórico de desmatamento de manguezais para a implantação de carcinicultura. O trabalho tem por objetivo analisar a dinâmica desses manguezais no período entre 1985 e 2020. A pesquisa é baseada em imagens de sensores remotos orbitais e imagens de drone para desenvolver uma análise espaço-temporal. Os dados indicam que apesar da expansão da atividade de aquicultura de 46 ha para 183,47 ha, houve uma ampliação nas áreas de manguezais de 351 para 489 ha. Ao longo de 35 anos, a atividade de aquicultura ocupou principalmente as planícies de maré e regiões de apicum, porém parte dos tanques de cultivo tem sido gradualmente abandonados. A expansão das áreas de manguezais deveu-se principalmente ao abandono da aquicultura, que favoreceu a recolonização dos manguezais sobre os antigos tanques de cultivo. Esse trabalho evidenciou a resiliência dos manguezais diante de uma severa interferência antrópica nesse delicado ecossistema.

**Palavras-chave:** Sensoriamento Remoto; Geoprocessamento; Ecossistema Costeiro; Carcinicultura.

## ABSTRACT

Mangroves are recognized for being extremely sensitive to changes in the physical and chemical environment and are widely used as indicators of changes in climate, sea level, and human interference. The study area comprises the mouth of the Ceará-Mirim/RN River, located on the coast of the state of Rio Grande do Norte (RN), in northeastern Brazil. This area has a history of mangrove deforestation for implementing shrimp farming. This study aims to analyze the mangrove dynamics from 1985 to 2020. The research uses orbital remote sensing and drone images to develop a spatial-temporal analysis. The data indicates that despite the expansion of aquaculture activity from 46 ha to 183.47 ha considering active and inactive tanks, there was an increase in mangrove areas from 351 to 489 ha. Over the 35 years, aquaculture activity has mainly occupied flooded fields and apicum regions and occasionally some areas have been converted from mangrove areas. However, the expansion in mangrove areas was mostly due to the abandonment of aquaculture, which before 1985 suppressed mangroves to construct ponds. Despite severe anthropogenic interference in this delicate ecosystem, these forests have shown great resilience by recolonizing their tidal flats.

**Keywords:** Remote sensing; Geoprocessing; Coastal ecosystem; Shrimp farming.

**LISTA DE ILUSTRAÇÕES**

Figura 1 - Zonação horizontal da vegetação num ecossistema de manguezal.....	5
Figura 2 - Cadeia alimentar e produtividade em um ecossistema manguezal. ....	8
Figura 3 - Ciclos reprodutivos nos ecossistemas manguezais.....	9
Figura 4 - Mapa de localização do estuário do Rio Ceará-Mirim/RN. ....	10
Figura 5 - Classificação climática da área de estudo .....	11
Figura 6 - Mapa simplificado da geologia da área de estudo, com destaque para os depósitos presentes. ....	12
Figura 7 - Geomorfologia da área de estudo. ....	14
Figura 8 - Mapa de detalhe de ambiente e vegetação local: (1) manguezal, (2) campo de dunas, (3) vegetação herbácea, (4) palmeiras. ....	15
Figura 9 - Fluxograma de metodologia. ....	16
Figura 10 - A) Evolução das áreas das classes ao longo dos anos. B) Percentual de cobertura das classes por ano.....	24
Figura 11 - Análise do Uso e Ocupação do Solo no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN, de 1985 à 2020.....	25
Figura 12 - Sobreposição dos vetores de manguezais relativos ao intervalo de 1985 à 2020 no estuário do Rio Ceará-Mirim.....	26
Figura 13 - Demonstração dos dados quantificados da vegetação de Manguezal ao longo de 35 anos (1985-2020), no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.....	27
Figura 14 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 1990 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN. ....	28
Figura 15 - Demonstração dos dados quantificados da vegetação de Manguezal (1985-1990) no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.....	29

Figura 16 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 1995 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN. .....	30
Figura 17 - Demonstração dos dados quantificados da vegetação de Manguezal (1990-1995) no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.....	30
Figura 18 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 2000 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN. .....	31
Figura 19 - Demonstração dos dados quantificados da vegetação de Manguezal (1995-2000) no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.....	32
Figura 20 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 2005 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN. .....	33
Figura 21 - Demonstração dos dados quantificados da vegetação de Manguezal (2000-2005) no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.....	33
Figura 22 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 2010 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN. .....	34
Figura 23 - Demonstração dos dados quantificados da vegetação de Manguezal (2005-2010) no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.....	35
Figura 24 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 2015 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN. .....	36
Figura 25 - Demonstração dos dados quantificados da vegetação de Manguezal (2010-2015) no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.....	36
Figura 26 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 2020 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN. .....	37
Figura 27 - Demonstração dos dados quantificados da vegetação de Manguezal (2015-2020) no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.....	38
Figura 28 - Gradientes de elevação das planícies de maré da Foz do Rio Ceará- Mirim.....	38
Figura 29 - Ganho de Manguezal de 98,79 hectares no período de 2005 a 2010 no estuário do rio ceará mirim.....	41

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 - Quantificação dos dados referentes a análise multitemporal do estuário do Rio Ceará-Mirim/RN longo de 35 anos (1985-2020).....	23
Tabela 2 - Quantificação dos dados referentes a análise multitemporal da vegetação de Manguezal ao longo de 35 anos (1985-2020), no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN).....	27

## SUMÁRIO

<b>DEDICATÓRIA</b> .....	iv
<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	v
<b>EPÍGRAFE</b> .....	vi
<b>RESUMO</b> .....	vii
<b>ABSTRACT</b> .....	viii
<b>LISTA DE ILUSTRAÇÕES</b> .....	ix
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	xi
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	12
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	4
2.1 OBJETIVO GERAL .....	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	4
<b>3 ESTADO DA ARTE</b> .....	5
3.1 GEOMORFOLOGIA .....	6
3.2 DISTRIBUIÇÃO .....	6
3.3 ASPECTOS ECOLÓGICOS .....	7
3.4 IMPORTÂNCIA .....	8
<b>4 ÁREA DE ESTUDO</b> .....	10
4.1. CLIMA .....	10
4.2. GEOLOGIA .....	11
4.3. GEOMORFOLOGIA .....	13
4.4. VEGETAÇÃO .....	14
<b>5 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	16
5.1 COLETA DE DADOS .....	16
5.2 ANÁLISE DE DADOS .....	17
<b>5.2.1 Definição de projeção geográfica</b> .....	17
<b>5.2.2 Pré-processamento das imagens de satélite</b> .....	17
<b>5.2.3 Correção radiométrica</b> .....	18

<b>5.2.4 Classificação de Imagem (classes temáticas)</b> .....	<b>18</b>
<b>5.2.5 Processamento de imagens de drone</b> .....	<b>19</b>
<b>5.2.6 Nuvens de Pontos 3D</b> .....	<b>20</b>
<b>5.2.7 Modelos digitais</b> .....	<b>21</b>
<b>5.2.8 Validação</b> .....	<b>22</b>
<b>6 RESULTADOS</b> .....	<b>23</b>
6.1 PADRÕES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA FOZ DO RIO CEARÁ- MIRIM//RN DURANTE 35 ANOS (1985-2020).....	23
6.2 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL (1985 A 2020) DOS MANGUEZAIS NA FOZ DO RIO CEARÁ-MIRIM/RN.....	26
6.2.1 <b>Variação temporal do Manguezal entre os anos de 1985 e 1990</b> .....	28
6.2.2 <b>Variação temporal do Manguezal entre os anos de 1990 e 1995</b> .....	29
6.2.3 <b>Variação temporal do Manguezal entre os anos de 1995 e 2000</b> .....	31
6.2.4 <b>Variação temporal do Manguezal entre os anos de 2000 e 2005</b> .....	32
6.2.5 <b>Variação temporal do Manguezal entre os anos de 2005 e 2010</b> .....	34
6.2.6 <b>Variação temporal do Manguezal entre os anos de 2010 e 2015</b> .....	35
6.2.7 <b>Variação temporal do Manguezal entre os anos de 2015 e 2020</b> .....	37
<b>7 DISCUSSÃO</b> .....	<b>38</b>
<b>8 CONCLUSÕES</b> .....	<b>43</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>46</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Os manguezais são globalmente importantes, por exemplo devido a sua capacidade de sequestrar CO<sub>2</sub> da atmosfera e armazenar carbono orgânico sedimentar (Alongi 2012). Como os manguezais estão localizados na zona costeira (ZC) de transição entre terra e mar, esta vegetação é exposta a ações extremas, onde destaca-se à elevação do nível do mar e pressão antropogênica (Krauss *et al.* 2014, Lv *et al.* 2019, Punwong *et al.* 2022). Os ecossistemas costeiros já são impactados pela combinação do aumento do nível do mar e outros fatores relacionados ao clima e efeitos das atividades humanas no oceano e na terra (Oppenheimer *et al.* 2019). Segundo estes autores, os impactos esperados nos ecossistemas costeiros ao longo do século incluem a contração do habitat, a perda da funcionalidade e biodiversidade, e a migração lateral e interna. Os impactos serão exacerbados nos casos das barreiras antropogênicas impedirem a migração interna dos pântanos e manguezais e limitarem a disponibilidade e realocação de sedimentos.

Diante disso, quando ocorre a elevação do nível médio do mar, a flora é submetida ao aumento da salinidade média, bem como às inundações das marés. Por estar sujeita a este tipo de influência, a vegetação deste ambiente depende dos efeitos de maré e variação de salinidade para o seu desenvolvimento, especialmente os indivíduos de menor porte (Lv *et al.* 2019). Assim, nas últimas décadas, a dinâmica dos manguezais tem sido regulada pelo aumento do nível do mar (Yao & Liu 2017), dada as condições extremas que o planeta vêm sofrendo, principalmente no antropoceno. Em muitos casos, as taxas de acreção vertical de sedimentos nas planícies de maré ocupadas por manguezais têm aumento de acordo com o aumento no nível do mar (Souza Filho 2013, Rogers *et al.* 2013, Best *et al.* 2022, Parkinson & Wdowski 2022).

Os manguezais tendem a se estabelecer e se desenvolver ao longo de planícies de maré lamosas, onde os perfis topográficos de equilíbrio são amplamente determinados pela interação de vários fatores ambientais, incluindo a descarga do rio, o prisma de maré local, hidrodinâmica relacionada à ação das ondas e correntes litorâneas, taxas de suprimento de sedimentos, tipos de sedimentos e topografia costeira (Cohen *et al.* 2020, Matos *et al.* 2020, Rodrigues *et al.* 2021, Yao *et al.* 2022). A variação nestes fatores fará com que os manguezais respondam de forma diferente ao aumento do nível do mar, dependendo das características ambientais locais, particularmente a taxa de

aumento do nível do mar em relação à amplitude da maré, espaço de acomodação lateral e suprimento de sedimentos (Brooks *et al.* 2016).

Porém, não só considerando a dinâmica dos manguezais em resposta aos fatores anteriormente citados, as ações antropogênicas, como alteração da topografia, uso do solo, canalização e barramento de corpo hídrico tem direta influência sobre as características do ambiente e as condições que os manguezais necessitam para seu desenvolvimento. Estas e outras modificações antrópicas influenciam na dinâmica natural da vegetação de manguezais em todo o planeta, desta forma, ocasionando impacto no desenvolvimento dos manguezais. Embora os processos naturais, principalmente a erosão, que desempenham um papel significativo na vulnerabilidade da floresta de manguezais, as ações antropogênicas comportam uma forma de alteração marcante neste ecossistema. Neste sentido, a perda de manguezais é estimado em 62% em termos globais entre 2000 e 2016, que resulta em mudanças no uso da terra, principalmente por meio da conversão para aquicultura e agricultura (Goldberg *et al.* 2020, Maung & Sasaki 2021).

A costa do Brasil possui a segunda maior área de manguezal no mundo (Souza Filho 2013), iniciando no estado do Amapá, no rio Oiapoque, fronteira com a Guiana Francesa, na região norte, até a região sul do país, em Santa Catarina, na praia do Sonho (Kjerfve & Lacerda 1993). No ano de 1983, os manguezais ocupavam cerca de 10.124 km<sup>2</sup> da costa brasileira, mas em 2000, a área estimada diminuiu para 9.630 km<sup>2</sup> (Giri *et al.* 2011). Essas florestas no Brasil são compostas principalmente pelas espécies *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* L., *Avicennia schaueriana* Stapf e Leech, *Laguncularia racemosa* L. e *Conocarpus erectus* L. (Brasil 2018).

No litoral setentrional do Nordeste, a costa do Rio Grande do Norte até a cidade de Natal, morfologicamente, é pouco recortada, apresentando extensas praias arenosas com limitada ocorrência de manguezais, devido a aridez do clima, cuja precipitação é inferior a 800 mm anuais (Brasil 2018). Nessa região, os manguezais são conhecidas por terem se desenvolvido nos últimos estágios da elevação do nível do mar pós-glacial, como ao longo do Rio Ceará Mirim/RN por volta de 7000 anos cal AP. Embora este estabelecimento de mangue possa ser considerado um processo alogênico forçado (ou seja, resposta à eustasia), a dinâmica do mangue do Holoceno médio e tardio foi controlada principalmente por fatores autogênicos, como migrações de canal, uma vez que o nível relativo do mar (NRM) tem sido relativamente estável durante o Holoceno

médio e tardio neste setor da costa brasileira (Ribeiro *et al.* 2018). Pesquisas estão sendo implementadas nessa área para compreender a dinâmica dos manguezais de acordo com as mudanças no nível do mar no nordeste brasileiro durante o Holoceno (Cohen *et al.* 2020), porém poucos estudos têm revelado a dinâmica dessas florestas durante o Antropoceno.

Dados de sensoriamento remoto (SR) permitem um melhor entendimento das dinâmicas de cobertura de manguezais ao longo das séries históricas. Desenvolver o mapeamento dos manguezais é uma das tarefas mais demandadas no SR, pois os dados adquiridos dos ecossistemas de manguezal são influenciados por frações de pixel de caules e galhos do mangue; solos lamacentos, superfície da água e outros tipos de vegetação (Kuenzer *et al.* 2011), ou seja, uma variedade de classes que precisa de uma acurácia tangível ao detalhamento do espaço geográfico que é pesquisado. Neste sentido, há diversos mecanismos designados para ajudar na identificação de manguezais e para distinguir manguezais de outras unidades de vegetação próximas. Alguns estudos sobre esta temática tem se destacado no cenário brasileiro e internacional (Ribeiro *et al.* 2018, Cohen *et al.* 2018, 2020, Matos *et al.* 2020, Rodrigues *et al.* 2021, Yao *et al.* 2022).

A partir desde óptica, o trabalho tem por objetivo prioritariamente analisar a dinâmica dos manguezais na porção superior das planícies de maré próximos da foz do Rio Ceará-Mirim/RN, no período de 1985 a 2020. Os resultados desta pesquisa podem subsidiar as tomadas de decisões por parte dos gestores costeiros diante das interferências antropogênicas e naturais em uma macroescala (subida do nível do mar, alterações climáticas) em que os manguezais estão sujeitos. Assim, propor soluções para preservar essas florestas diante dos cenários de mudanças do clima.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

Analisar a dinâmica dos manguezais na porção superior das planícies de maré na foz do Rio Ceará-Mirim/RN, no período de 1985 a 2020 e identificar as principais forças responsáveis por controlar seu desenvolvimento.

### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Mapear os padrões de uso e ocupação do solo na Foz do Rio Ceará-Mirim/RN entre 1985 e 2020;
- Gerar um modelo de dinâmica espaço-temporal (1985 a 2020) dos manguezais na Foz do Rio Ceará-Mirim/RN;
- Identificar os principais fatores controladores da dinâmica dos manguezais em uma escala de décadas.

### 3. ESTADO DA ARTE

Os manguezais são um sistema ecológico de suma importância para a zona costeira mundial. Este ecossistema é formado e concentrado entre a terra e o mar (Matuchack *et al.* 2012). Os manguezais ocorrem nas planícies de maré de estuários e deltas com gradientes de salinidade da água intersticial significativamente acentuados ao longo de sua extensão (Correia & Sovierzoski 2005, Cohen *et al.* 2018). Essas florestas apresentam uma zonação que reflete a físico-química dos sedimentos expostos a frequência de inundação das marés. *Rhizophora mangle* é tipicamente encontrada nas planícies de maré topograficamente mais baixas, caracterizada por raízes-escora. A *Avicenia schaueriana* possui pneumatóforos, raízes aéreas que auxiliam na respiração da planta (Correia & Sovierzoski 2005) (Figura 1). A *Laguncularia racemosa*, conhecida popularmente por mangue-branco ou tinteira, é encontrada nas planícies de maré alcançadas pelas marés altas e inundada por curtos períodos. Em áreas de transição com predomínio de depósitos mais arenosos ocorre o *Conocarpus sp*, conhecida como mangue-de-botão (Behling *et al.* 2004, Correia & Sovierzoski 2005, Cohen *et al.* 2018) (Figura 1).

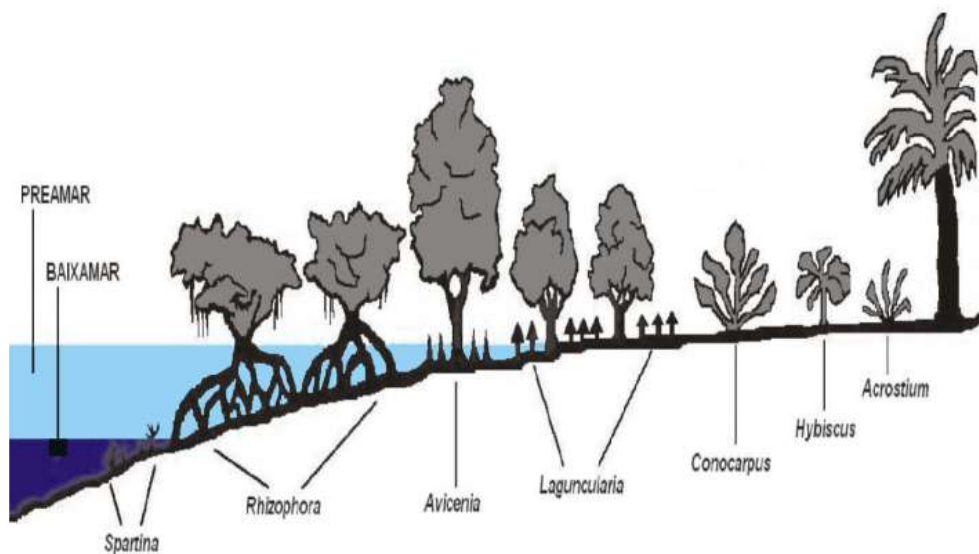


Figura 1 - Zonagem horizontal da vegetação num ecossistema de manguezal.  
Fonte: Correia & Sovierzoski (2005).

### 3.1. GEOMORFOLOGIA

A composição do substrato do manguezal possui predominantemente sedimentos que são formados por depósitos recentes (geralmente do Holoceno), sendo ricos em silte e argila, podendo apresentar diferentes concentrações de areia (Behling *et al.* 2004, Correia & Sovierzoski 2005, Cohen *et al.* 2018, Adame *et al.* 2021). Os sedimentos dos manguezais podem apresentar frações de areia, silte e argila dependendo do fluxo hidrodinâmico e da interação entre as forças marinhas e fluviais. Ademais, estes também são formados por folhas, galhos e material vegetal do bosque arbóreo e animal em diferentes etapas de decomposição, o que proporciona um baixo gradiente de oxigênio no interior do solo (Correia & Sovierzoski 2005).

### 3.2. DISTRIBUIÇÃO

A distribuição dos manguezais ocorre em todo o mundo. A sua distribuição *circumtropical* têm o seu desenvolvimento ampliado na faixa de intermédio entre o trópico de Câncer e o trópico de Capricórnio (Correia and Sovierzoski 2005; Giri *et al.* 2011, Nabeelah Bibi *et al.* 2019). Esses ecossistema, por conta da grande quantidade de energia e condições climáticas, desenvolvem-se nas regiões próximas à linha do Equador, onde ocorre a ampliação da quantidade vegetativa presente nesse espaço geográfico, ocupando grandes áreas, com uma vegetação bastante peculiar no que tange a sua morfologia (Correia & Sovierzoski 2005, Giri *et al.* 2011, Nabeelah Bibi *et al.* 2019). No Brasil, o limite norte deste ecossistema encontra-se no litoral do Estado do Amapá, onde estão localizadas grandes áreas de manguezais (Correia & Sovierzoski 2005, Souza Filho 2005). Entretanto, é no litoral do Estado do Pará e Maranhão que ocorre as maiores áreas contínuas dos manguezais brasileiros (Teixeira & Souza Filho 2009, Diniz *et al.* 2019). O limite sul deste ecossistema está localizado na cidade de Laguna, litoral de Santa Catarina. Nesta região, a altura dessas florestas (<12 m) apresenta um porte bem menor, quando comparada aos mais de 30 metros que podem atingir as árvores no litoral norte (Correia & Sovierzoski 2005, ICMBio 2018).

Também, são associados aos manguezais os ecossistemas de marismas, que são encontrados a partir da costa do Paraná. Em algumas áreas, este tipo de vegetação tem a sua morfologia vegetativa formando áreas de gramíneas marinhas. Elas estão localizadas na frente dos manguezais, como também em áreas das planícies alagadas. Desta forma,

existem cerca de 9900 km<sup>2</sup> de manguezais, distribuídos de formas irregulares ao longo da costa brasileira (Diniz *et al.* 2019).

### 3.3. ASPECTOS ECOLÓGICOS

Estima-se que as condições ideais para o desenvolvimento dos manguezais incluem, de forma primária, a temperatura e a pluviosidade. Considerando a temperatura, os manguezais tendem a ocorrer nas costas com médias anuais acima de 20° C e mínimas superiores a 15° C, sendo a amplitude térmica em torno de 5° C (Correia & Sovierzoski 2005, ICMBio 2018). O nível de precipitação deve ser acima de 1.500 mm/ano e sem prolongados períodos de seca.

A variação da maré é o principal mecanismo de entrada das águas salgadas nos ecossistemas de manguezais, na qual são responsáveis pela oscilação da salinidade, ou seja, a variabilidade de substrato salino nos manguezais, o que interfere diretamente no desenvolvimento dessas florestas. Assim, a distância máxima da penetração da água salgada nos estuários determina o limite do manguezal em direção à terra firme (Correia & Sovierzoski 2005, ICMBio 2018).

A amplitude das marés também determina a renovação das águas superficiais e intersticiais, cuja importância está na oxigenação, transporte de nutrientes e propágulos, além da dispersão das larvas de peixes e dos organismos bentônicos, principalmente das espécies sésseis (Correia & Sovierzoski 2005).

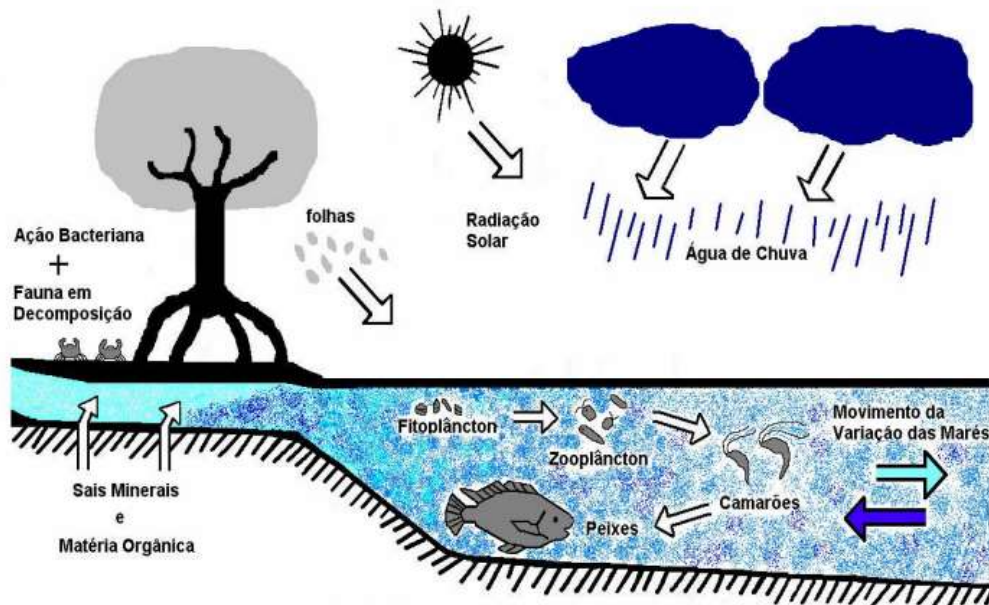


Figura 2- Cadeia alimentar e produtividade em um ecossistema manguezal.  
Fonte: Correia & Sovierzoski (2005).

### 3.4. IMPORTÂNCIA

A importância dos ecossistemas manguezais possui grande importância de valor para a manutenção e o sustento do equilíbrio ecológico da cadeia alimentar das regiões costeiras. Neste sentido, esses ecossistemas estão entre os principais das zonas costeiras tropicais do planeta, sendo considerados importantes metamorfoseadores de matéria orgânica, o que resulta na ciclagem dos nutrientes desses ambientes (Correia & Sovierzoski 2005, Matuchack *et al.* 2012, Nabeelah Bibi *et al.* 2019, Adame *et al.* 2021).

Eles também apresentam condições propícias para a alimentação, proteção e reprodução de muitas espécies de animais aquáticos (tanto marinhos quanto estuarinos e até mesmo alguns dulcícolas) (Correia & Sovierzoski 2005, Matuchack *et al.* 2012, Nabeelah Bibi *et al.* 2019, Adame *et al.* 2021), que necessitam dessas áreas para se reproduzirem durante o seu ciclo biológico e desenvolverem diferentes fases larvais das suas respectivas proles (Correia & Sovierzoski 2005, Matuchack *et al.* 2012, Nabeelah Bibi *et al.* 2019, Adame *et al.* 2021).

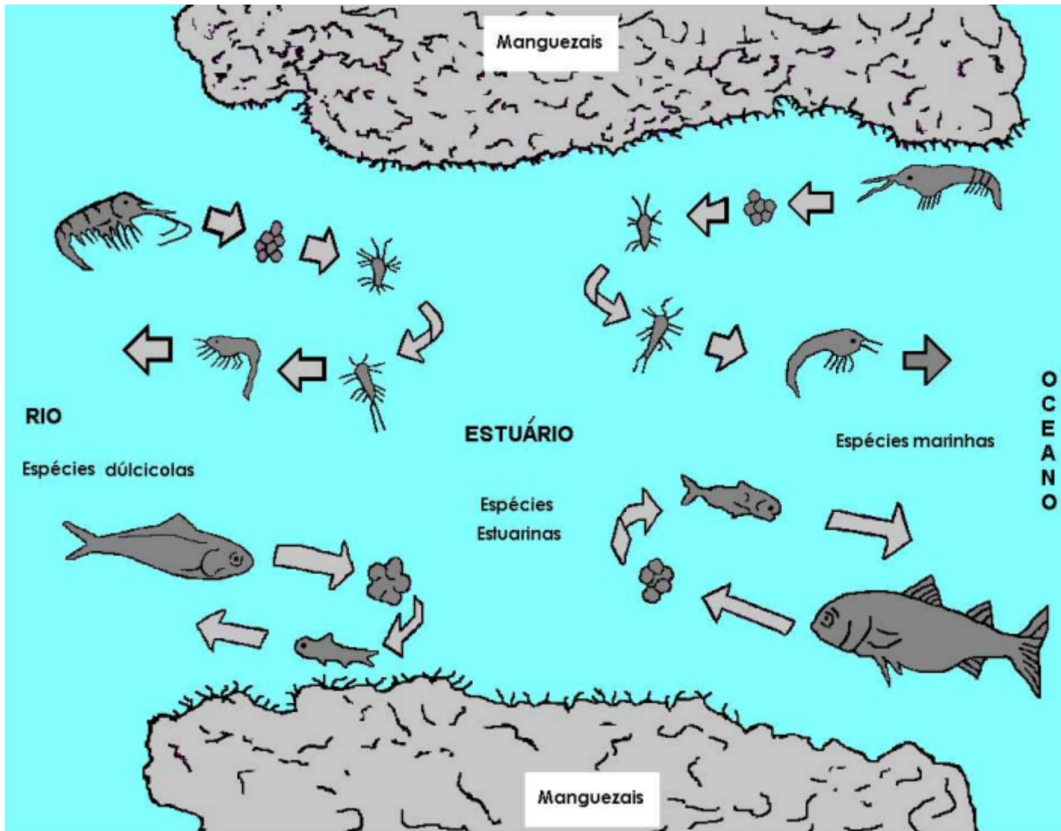


Figura 3 - Ciclos reprodutivos nos ecossistemas manguezais.  
 Fonte: Correia and Sovierzoski (2005)

#### 4. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na foz do Rio Ceará-Mirim (Figura 4), na costa litorânea do estado do Rio grande do Norte (RN), no nordeste do Brasil e fica a cerca de 10 km do município de Natal, a capital de RN, com acesso pelas rodovias BR-101 ou RN-304.

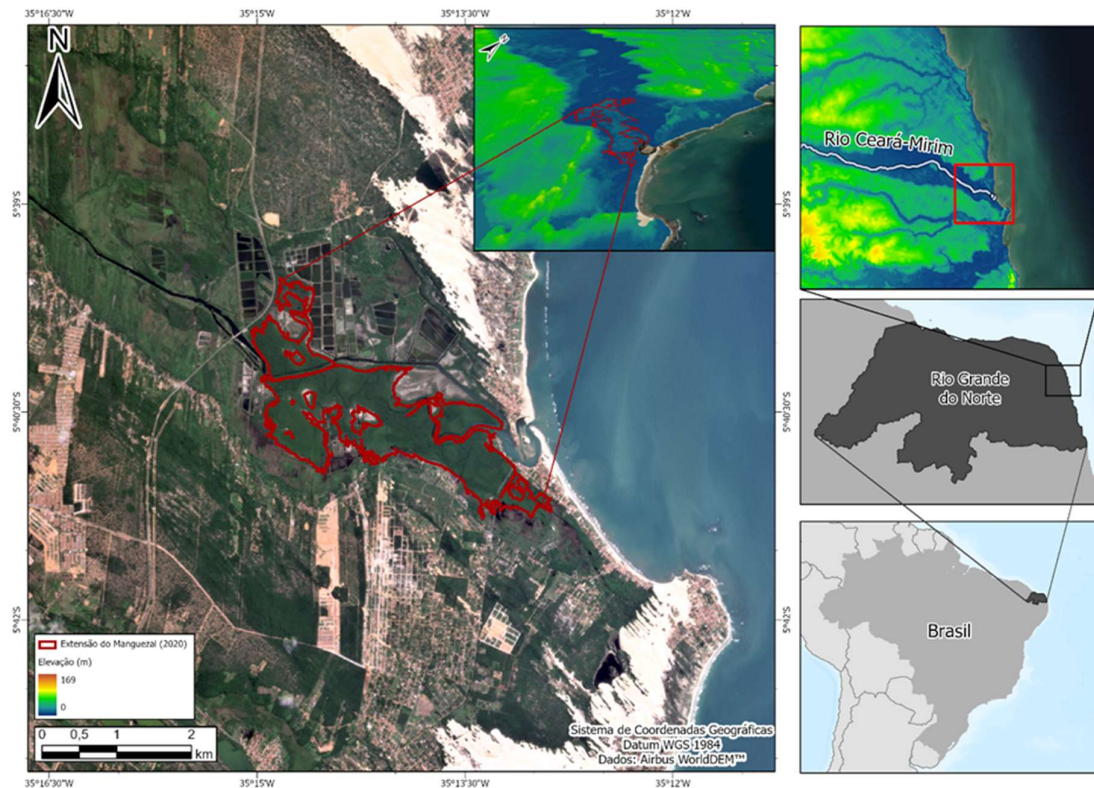


Figura 4 - Mapa de localização do estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

Fonte: Autor. Modificado de base de dados geográficos de IBGE (2017), ESRI (2020).

##### 4.1. CLIMA

A região de Natal é caracterizada por um clima tropical úmido e seco (“Aw” e “As” na classificação de Köppen), e tem temperatura média anual de cerca de 26°C. As temperaturas médias são mais altas em setembro (26,8 °C) e mais baixas em janeiro (25,8 °C), sendo a menor temperatura registrada de 15,4 °C em agosto de 1999, e a máxima de 34 °C em dezembro de 2006. A precipitação média é de 1464 mm/ano, concentrada entre março e julho (INMET 2020) (Figura 5).

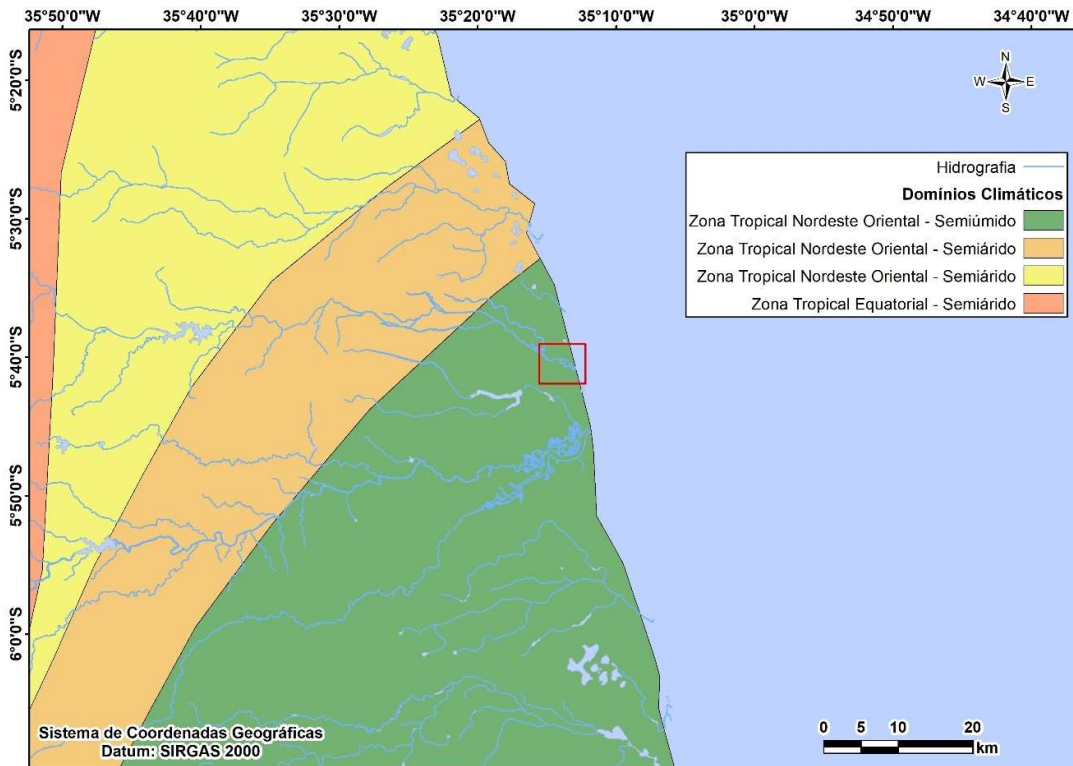


Figura 5 - Classificação climática da área de estudo  
 Fonte: Autor. Adaptado da base de dados do INMET (2020).

#### 4.2. GEOLOGIA

A geologia do Rio Grande do Norte pode ser caracterizada por três grandes grupos de rochas: As pertencentes às unidades Pré-cambrianas (3,45 bilhões de anos até 542 milhões de anos), Unidades do Cretáceo (145 a 65 milhões de anos) e coberturas Cenozóicas (65 milhões de anos até o recente). A área de estudo é constituída por depósitos holocênicos divididos em 4 unidades: i) Grupo Barreiras (ENb), ii) Depósitos de mangue (N23m), iii) Depósitos eólicos litorâneos de paleodunas (N34elp) e iv) Depósitos litorâneos de praia e dunas móveis (N4lpd), predominando os depósitos ii, iii e iv, na área de estudo, conforme observado na Figura 6 (CPRM, 2020).

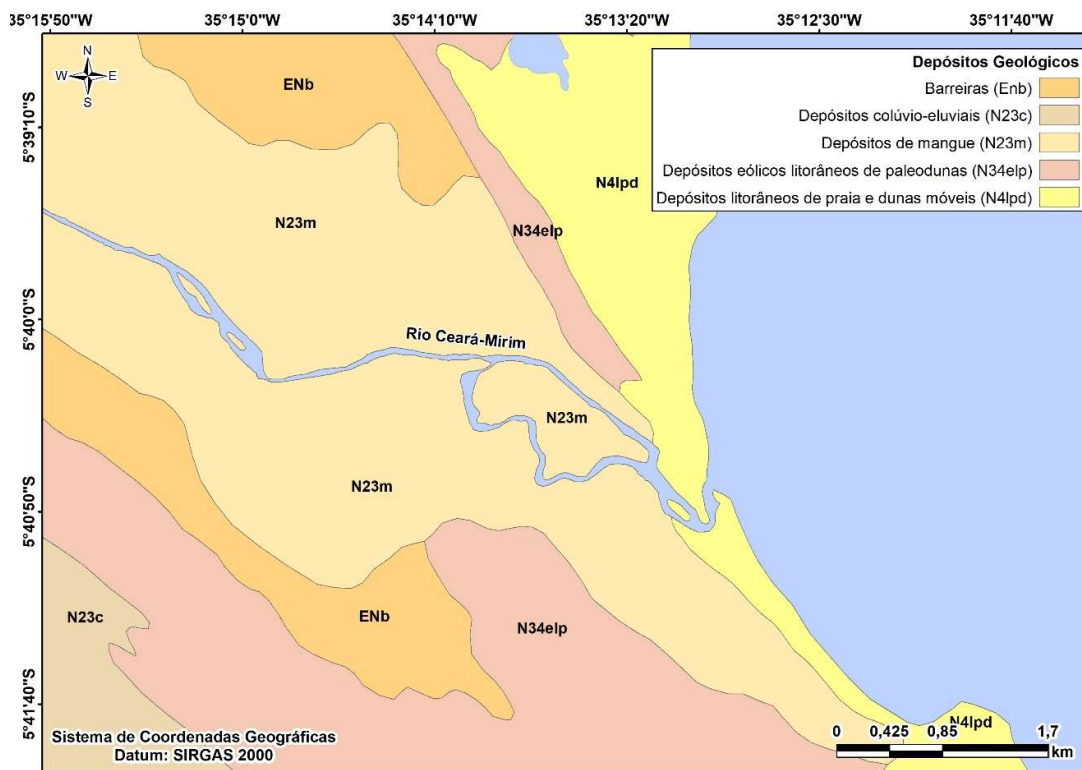


Figura 6 - Mapa simplificado da geologia da área de estudo, com destaque para os depósitos presentes. Fonte: Modificado da base de dados geográficos de CPRM (2010).

O Grupo Barreiras tem sido intensivamente descrito e é composto por conglomerados e arenitos ferruginosos, de cores variadas (vermelho, laranja, marrom, com porções roxas, amarelas, esbranquiçadas e creme), com matriz argilosa e abundantes concreções ferruginosas. O arcabouço é predominantemente quartzoso, com clastos subangulosos a subarredondados, de até poucos centímetros. Frequentemente tem-se a presença de níveis ou camadas de siltitos e argilitos, intercalados a níveis conglomeráticos. É comum a ocorrência de um nível laterítico, nem sempre contínuo, no topo da unidade (CPRM, 2020).

Os depósitos de mangues, encontrados ao longo da faixa litorânea, são constituídos por lamas arenosas plásticas, não adensadas e bioturbadas, contendo restos de vegetais em decomposição, recobertos por vegetação arbustiva característica. São originados por processos de tração/suspensão subaquosa, pela ação das marés, representando fácies de intermaré/submaré rasa. Associados aos sedimentos de mangues encontram-se as turfeiras. No Rio Grande do Norte, os principais depósitos de turfas estão nos vales dos rios Ceará-Mirim e Maxaranguape (CPRM, 2020).

Os depósitos eólicos litorâneos de paleodunas são constituídos por areias esbranquiçadas, de granulação fina a média, bem selecionadas, maduras, com estruturas de *grain fall* e estratificações cruzadas de baixo ângulo, formando dunas tipo barcana, barcanóide e parabólica. Originam-se por processos eólicos de tração, saltação e suspensão subaérea, representando as fácies de dunas e interdunas de planície costeira. Elas são recobertas por dunas móveis (CPRM, 2020).

Os depósitos de praias ocorrem em uma faixa estreita e paralela à linha de costa, constituídos por areias esbranquiçadas de granulação fina a grossa, quartzosas, bem selecionadas, limpas, ricas em bioclastos e por vezes em minerais pesados. Mostram estruturas sedimentares como marcas de onda de corrente e de interferência, *ripples* de adesão, *parting lineation* e bioturbação. São originados por processos de tração subaquosa, sob influência de marés em planície costeira suavemente inclinada; correspondendo a fácies de intermaré.

As dunas móveis são constituídas por areias esbranquiçadas de granulometria fina a média, bem selecionadas, com grãos arredondados. São do tipo barcana, barcanóide e parabólica formando campos de dunas e interdunas atuais. Apresentam formas com relevo que se destacam na paisagem com pouca ou nenhuma vegetação (CPRM, 2020).

#### 4.3. GEOMORFOLOGIA

O litoral do Rio Grande do Norte, tem cerca de 350 km (Silveira 1964) e, geomorfologicamente, a área de estudo está inserida no contexto geomorfológico de planícies costeiras mais próximo da costa e caracterizada pela formação de planaltos e superfícies mais ou menos plana (tabuleiros), dissecados pela drenagem atual e suavemente inclinada para o oceano, ocorrendo na porção mais oriental do Rio Grande do Norte. As planícies litorâneas de cristas praias são pouco desenvolvidas ou inexistentes, o que denota mais tendência à erosão que à sedimentação, conforme evidenciado pela presença constante de falésias de rochas mais antigas, com até 30 - 40 m de altura, não somente da Formação Barreiras, mas também de depósitos de paleopraias quaternárias, na forma de terraços de construção marinha, e de paleodunas (Barreto *et al.* 2004) (figura 7).

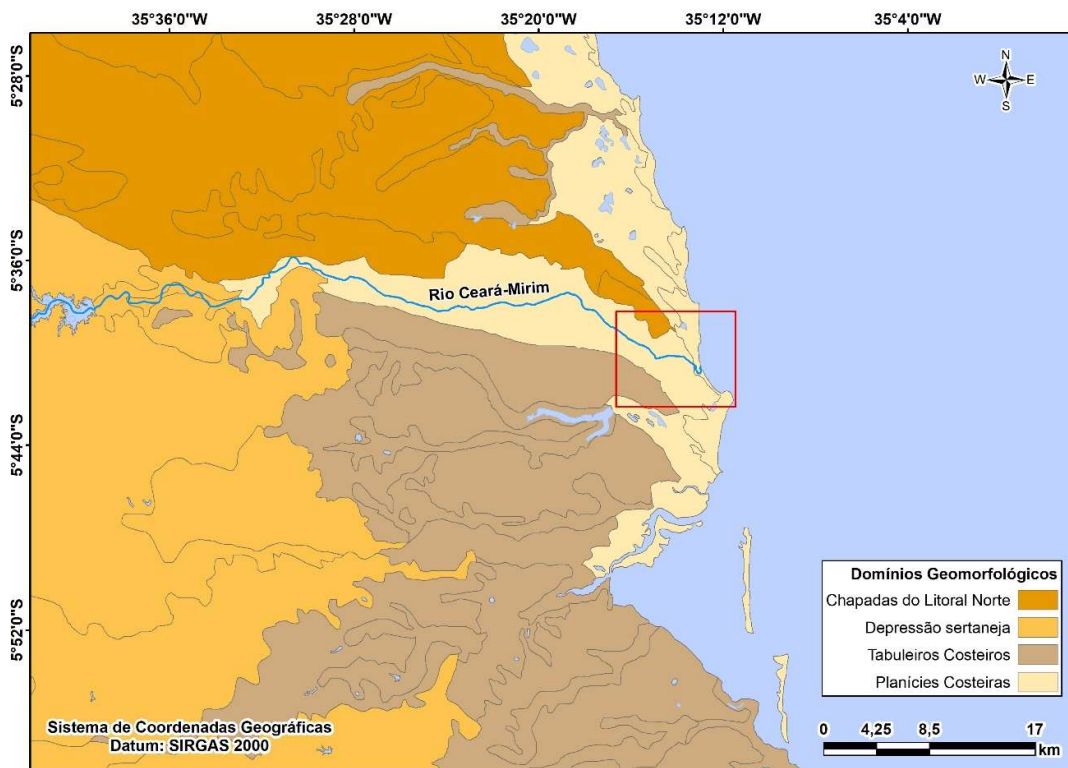


Figura 7 – Geomorfologia da da área de estudo.  
 Fonte: Adaptado de CPRM (2015).

#### 4.4. VEGETAÇÃO

A área de estudo é coberta principalmente por manguezais, florestas de várzea (planícies de inundação fluvial ocupada por vegetação sujeita a inundação anual (de Assis & Wittmann 2011), vegetação herbácea e savana de estepe arborizada, que forma um substrato herbáceo descontínuo com poucos arbustos. Os manguezais são localizados próximos a foz dos rios, onde as águas das marés se misturam com as águas dos rios. As principais espécies da área são *Rhizophora mangle*, que compreende os solos pouco consolidados, sujeitos as inundações periódicas, a *Avicennia geminans*, *Avicennia shaureana*, *Langularia racemosa* e *Conocarpus erectus*, encontradas em solos mais consolidados e mais distantes do leito do rio, em áreas topograficamente mais elevadas. Além da vegetação de mangue também são encontradas *Acrostichum* (Samambaias) e vegetações associadas, como palmeiras e gramíneas (Lima 2005) (figura 8).

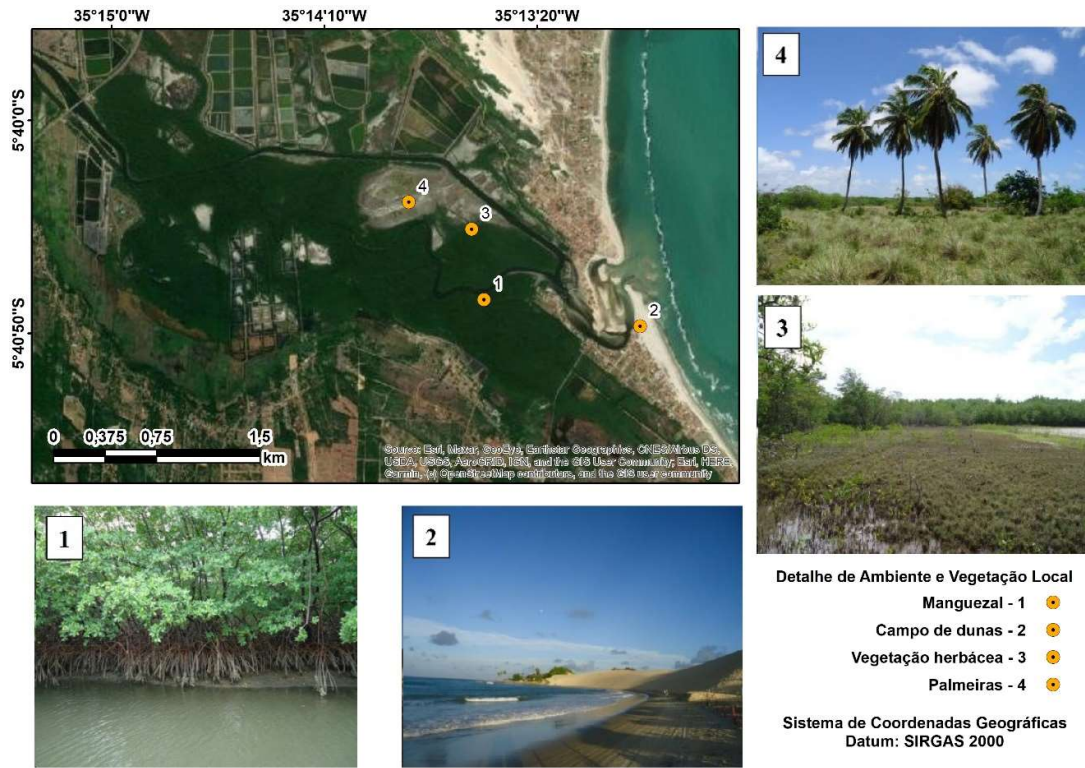


Figura 8 - Mapa de detalhe de ambiente e vegetação local: (1) manguezal, (2) campo de dunas, (3) vegetação herbácea, (4) palmeiras.

Fonte: Base de dados geográficos de ESRI (2020), adaptado de Batista (2017).

## 5. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi baseada em imagens de sensores remotos orbitais e imagens de drone, com o propósito de realizar uma análise integrada de dados planimétricos e altimétricos, assim desenvolver a análise espaço-temporal entre 1985 e 2020. A análise também incluiu dados adquiridos em campo, possibilitando a geração de modelos digitais de elevação, bem como modelos digitais de altura de vegetação seguindo o fluxograma de metodologia pré-projetado (Figura 9) conforme os estudos de Cohen *et al.* (2018, 2020).

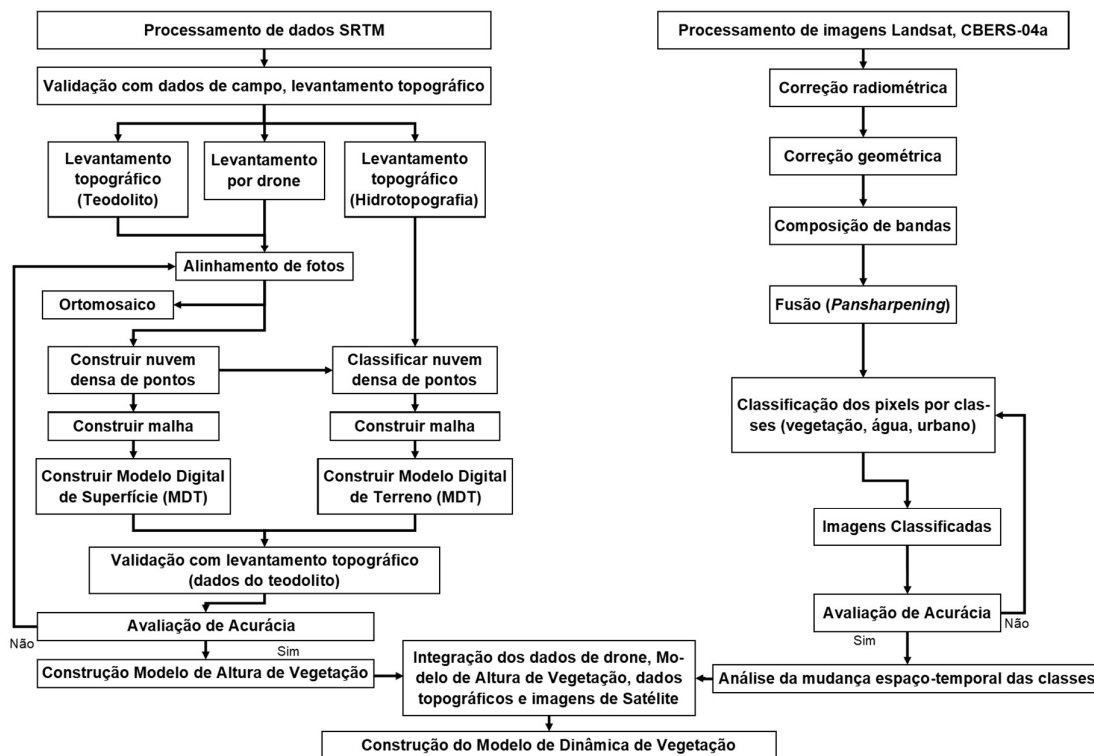


Figura 9 - Fluxograma de metodologia.  
Fonte: Modificado de Cohen *et al.* (2018, 2020).

### 5.1. COLETA DE DADOS

Foram utilizadas imagens multiespectrais dos satélites Landsat 4-5 (Sensor MSS-TM) para o período de 1985 até 2000 e Landsat 8 (Sensor OLI-TIRS) com 30 m de resolução, para o período temporal de 2000 até 2019, adquiridas no banco de dados do Serviço Geológico dos Estados Unidos – USGS. Foram utilizados também imagens de satélite de alta resolução espacial do CBERS-04A (Sensor WPM) de resolução

multiespectral de 8 m, e pancromática de 2 m para o ano de 2020, adquiridas no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, e imagens de drone de alta resolução (4 cm), com superposição frontal de 85% e lateral de 75% para análise fotogramétrica adquiridas com o drone Phantom 4 DJI.

## 5.2. ANÁLISE DE DADOS

### 5.2.1. Definição de projeção geográfica

Para a correta quantificação de área visando minimizar a distorção da projeção do Sistema de Coordenadas Geográficas, foram geradas e utilizadas as bases cartográficas em sistemas de referência com projeções UTM (Universal Transversal de Mercator) e a escala métrica foi usada para os quantitativos poligonais da vegetação de manguezais.

### 5.2.2. Pré-processamento das imagens de satélite

Este trabalho foi baseado em imagens de sensores remotos para realizar uma análise integrada dos dados e desenvolver a análise espaço-temporal dos últimos 35 anos (1985 a 2020). Foram usadas imagens multiespectrais dos satélites Landsat 4-5 (Sensor MSS-TM) para o período de 1985 até 2000 e imagens QuickBird, com 2,4 m de resolução, para o período de 2001 até 2015, adquiridas no Google Earth Pro.

Adicionalmente, foram utilizadas imagens de satélite de alta resolução espacial do CBERS-04A (Sensor WPM) de resolução multiespectral de 8 m, e pancromática de 2 m para o ano de 2020, adquiridas no Catálogo de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE.

Todo o processamento das imagens foi realizado utilizando o programa ArcGIS Pro. Para as imagens dos Landsat 4 e 5, foi realizado a composição espectral das bandas 5 (infravermelho de onda curta), 4 (infravermelho próximo) e 3 (vermelho); para as imagens QuickBird, foi realizado a composição espectral de cor verdadeira.

Para as imagens CBERS-04A, foi realizado a composição espectral de falsa cor com as bandas 3 (vermelho), 4 (infravermelho próximo) e 2 (verde), além de se realizar o *pansharpening* que corresponde a fusão das bandas multiespectrais com a banda P

(pancromática) para que as bandas multiespectrais (8m) tenham a resolução da banda pancromática (2m).

### 5.2.3. Correção radiométrica

Após a realização da composição, é feito a correção geométrica das imagens para corrigir os eventuais deslocamentos do sensor remoto na hora da aquisição da imagem. Assim, todas as imagens apresentam o mesmo georreferenciamento. Desta forma, esta correção pode ocorrer de duas maneiras: a absoluta e uma relativa (Song *et al.* 2001). A correção absoluta utiliza-se de parâmetros de calibração do sensor e da atmosfera. (Weckmüller & Vicens 2015). A correção relativa vai usar apenas dados da própria imagem. Desta maneira, não exigindo parâmetros atmosféricos. Dos diversos métodos existentes, dois foram escolhidos: a subtração dos objetos escuros e a normalização radiométrica para este trabalho (Weckmüller & Vicens 2015).

Para distinguir melhor os diferentes alvos, foi realizada a correção radiométrica e de contraste, onde reduz-se os efeitos de interferência da camada da atmosfera e se ajusta os histogramas de cada banda, para ter então um melhor contraste, mas sem perder informação.

### 5.2.4. Classificação de Imagem (classes temáticas)

A partir desta etapa foi realizado a classificação das imagens, iniciando com uma interpretação visual das principais classes, considerando as características espectrais de cada banda, a forma e textura, resultando em 10 principais classes para este estudo: Manguezal, Vegetação Não-Manguezal, Apicum, Agricultura, Aquicultura Ativa, Aquicultura Inativa, Campo Alagado, Praia e Duna, Urbano, Água. Foram definidas 15 a 20 amostras de treinamento para cada uma das classes, de acordo com a representatividade da área de estudo.

Após a seleção das *amostras de treinamento*, utilizou-se diferentes algoritmos de classificação supervisionada como o Random Forest, que apresentou os melhores resultados, onde foi gerado mapas temáticos para cada ano analisado, calculando as áreas das classes estabelecidas. Para a etapa de avaliação de acurácia do produto, utilizando 300 amostras por imagem, foi realizado a matriz de confusão, que apresenta a acurácia global das amostras para cada imagem, além do índice Kappa e as métricas de erros de

quantidade e erros de alocação. Foram analisadas imagens com intervalo temporal de 5 anos, dependendo da disponibilidade e qualidade das imagens. Os dados de sensoriamento remoto foram processados usando os softwares QGIS 3.10 e ArcMAP 10.5.

### 5.2.5. Processamento de imagens de drone

Imagens de alta resolução espacial (0,04 m) foram obtidas através do drone Phantom 4 DJI com câmera FC 330 digital 4K/12MP com lente focal e largura de sensor de 3,61 mm e 6,17 mm, respectivamente. A câmera está posicionada em um ginbal de movimento compensador e é calibrada pelo *software* DJI Assistant 2. A resolução espacial é calculada usando a seguinte equação:

$$GSD = \frac{Sw * H * 100}{Fr * imH}$$

Equação 1 - Cálculo da resolução espacial.

Onde,  $GSD$  = Distância de amostragem do solo (centímetros/pixel),  $Sw$  = Largura do sensor da câmera (milímetros),  $H$  = Altura do vôo (metros),  $Fr$  = Lente focal da câmera (milímetros) e  $imH$  = A largura da imagem (pixels). As Imagens do estudo foram obtidas a cerca de 100 m de altitude, assim o GSD para as ortomagens foi de aproximadamente 4 cm/pixel.

As missões do drone foram elaboradas e implementadas através do software *6 DJI Ground Station Pro* instalado em um tablet *Ipad Air* com missões pré-definidas implementadas de forma autônoma com ângulo de câmera de 90°, 85% frontal e 75% de sobreposição lateral. Imagens coloridas sintéticas (2015, CNES / ASTRIUM) disponíveis pelo Google Earth (Yu e Gong, 2011) foram usadas como orientação para delimitar as áreas a serem mapeadas pelo drone.

O software *Agisoft PhotoScan* foi usado para processar as imagens de drone. Este software realiza o processamento fotogramétrico de imagens digitais, gera dados espaciais 3D e ortomosaicos com alto nível de precisão<sup>1</sup>. Um ortomosaico do ano de 2017

---

<sup>1</sup> [www.gissoft.com](http://www.gissoft.com)

será usado na análise de séries temporais. O processamento incluiu a geração de nuvem de pontos e de modelos digitais.

### 5.2.6. Nuvens de Pontos 3D

A orientação primária da imagem foi implementada pelo software *Agisoft PhotoScan* para avaliar os parâmetros internos e externos de cada imagem da câmera. O produto foi uma nuvem de pontos esparsa criada a partir de imagens, que especificarão a precisão do processo (muito menor, menor, médio, alto ou muito alto).

O software permitiu configurar o sistema de referência usando as coordenadas dos pontos de controle obtidos em campo (GCPs) a partir de uma Antena *Catalyst* (precisão absoluta de 10 cm), para obtenção de dados topográficos de alta precisão, baseados no GPS e carregados de um arquivo externo. O *PhotoScan* estima os parâmetros internos e externos de orientação da câmera durante o alinhamento da foto<sup>2</sup>. Essa estimativa foi realizada usando apenas dados de imagem. A acurácia das estimativas finais depende de muitos fatores, principalmente a sobreposição entre fotos vizinhas e a forma da superfície do objeto, assim, esses erros podem levar à deformação não linear do modelo final. Portanto, os GCPs foram usados para melhorar o posicionamento da imagem e os parâmetros internos da câmera para compensar a deformação do modelo não linear.

Os pontos de nuvem foram filtrados da seguinte forma: a) remoção de pontos com localização deficiente para evitar erros altos de reprojeção a fim de aumentar a acurácia da etapa de otimização subsequente; b) reconstrução de pontos com alta incerteza de fotos próximas com pequena linha de base para evitar ruído na nuvem de pontos; c) remoção de pontos não confiáveis de baixa acurácia da nuvem; e d) filtragem de pontos com baixa projeção devido ao seu tamanho maior.

Para obter uma reconstituição 3D baseada em uma nuvem de pontos com pontos de espaçamento de 3 a 5 cm, uma nuvem de pontos densa foi executada em alta resolução. Em seguida, pontos de verificação foram medidos durante o trabalho de campo com um teodolito eletrônico e a Antena *Catalyst* para avaliar a precisão da nuvem de pontos densa.

---

<sup>2</sup> [http://www.agisoft.com/pdf/photoscan-pro\\_1\\_4\\_en.pdf](http://www.agisoft.com/pdf/photoscan-pro_1_4_en.pdf)

Uma análise quantitativa baseada nas divergências verticais entre os pontos de verificação do teodolito e as nuvens de pontos densa foi obtida usando a seguinte equação:

$$Z_{dif} = Z_{3D} - Z_{grd}$$

Equação 2 - Cálculo das diferenças verticais dos pontos de verificação. Equação 3. Cálculo das diferenças verticais dos pontos de verificação.

Onde,  $Z_{dif}$  = diferenças verticais,  $Z_{3D}$  = o valor Z da nuvem de pontos densa,  $Z_{grd}$  = o valor Z do ponto de verificação com base no teodolito.

### 5.2.7. Modelos digitais

Após o desenvolvimento da densa nuvem de pontos, foi realizada uma classificação automática de GCP. A densa nuvem de pontos foi separada em células e os pontos em cada célula foram identificados. A triangulação desses pontos forneceu a primeira aproximação do modelo digital do terreno (MDT). Em seguida, novos pontos foram adicionados como pontos de controle, seguindo os critérios que: (a) ocorreram dentro de uma determinada distância do modelo de terreno, e (b) o ângulo entre o modelo de terreno e uma linha conectando os novos pontos com um GCP for menor que um certo ângulo ([www.agisoft.com/pdf/photoscan-pro\\_1\\_4\\_en.pdf](http://www.agisoft.com/pdf/photoscan-pro_1_4_en.pdf)).

Então, este procedimento extrapolou os gradientes topográficos de áreas sem cobertura vegetal ou com vegetação herbácea esparsa para substratos com densa cobertura vegetal. Portanto, a superfície topográfica abaixo da cobertura vegetal é um produto da relação entre a interpolação de GCP abaixo da cobertura vegetal e os gradientes topográficos de áreas sem cobertura vegetal ou com uma vegetação herbácea esparsa. Vale ressaltar que dependendo da densidade dos manguezais e do contraste de cores entre a vegetação e o sedimento, é possível individualizar a nuvem de pontos que representa a topografia do terreno e a cobertura vegetal (Cohen *et al.* 2018).

Neste caso, as áreas degradadas serviram como referência do nível topográfico abaixo da cobertura vegetal. Após essa classificação, o modelo de malha poligonal e, em seguida, o modelo de superfície digital (MDS) foram gerados com base apenas na classe ground point. Para construir o Modelo de Altura de Vegetação (VHM), foi utilizado a equação:

$$VHM = DSM - DTM$$

Equação 3 - Cálculo Raster do Modelo de Altura de Vegetação (VHM).

Os modelos resultantes foram exportados para o *software Global Mapper* para analisar o terreno (incluindo cálculo de volume e área de acordo com intervalos topográficos), otimizar cortes e preenchimentos, gerar contornos topográficos e delinear a bacia hidrográfica.

### 5.2.8. Validação

Dados topográficos e ambientais foram coletados para validar as interpretações fornecidas pela análise espacial e modelos 3D. Foram realizados trabalhos de campo em maio de 2019, que corresponde à estação seca. Os dados topográficos foram obtidos através de um teodolito modelo CST Berger DGT10, e uma régua de 4m serão usados para medir a elevação da superfície do substrato dos manguezais. Coordenadas tomadas a partir da ferramenta “Antena *Catalyst*” e dados topográficos dos pontos foram usados como GCPs para calibrar o DEM obtido por fotogrametria.

## 6. RESULTADOS

### 6.1. PADRÕES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA FOZ DO RIO CEARÁ-MIRIM/RN DURANTE 35 ANOS (1985-2020)

O padrão do uso e ocupação do solo da foz do Rio Ceará-Mirim/RN, corresponde principalmente ao desenvolvimento de tanques de aquicultura e tem sido ocupada pelo homem para o intenso uso dessa atividade desde pelo menos 1985 (Figura 10).

Tabela 1 - Quantificação dos dados referentes à análise multitemporal do estuário do Rio Ceará-Mirim/RN ao longo de 35 anos (1985-2020)

Class name	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Aquicultura	0,00	27,60	27,22	36,83	105,12	96,07	118,94	138,46
Aquicultura Inativa	46,03	44,61	47,63	49,66	57,47	60,43	82,19	45,01
Campo Alagado	1032,39	965,88	999,84	731,96	797,47	727,41	715,64	643,98
Mangue	351,69	277,88	347,77	425,51	383,79	430,03	437,27	489,48
Não Observado	0,00	0,00	0,00	1,83	1,24	0,00	0,00	0,00
Nuvem	0,00	0,00	0,00	0,00	3,62	0,00	0,00	46,43
Praia e Duna	325,78	330,50	326,72	283,22	282,48	263,66	274,03	272,53
Urbano	24,84	40,60	49,71	99,18	84,29	135,17	106,49	159,70
Vegetação não Mangue	1347,21	1454,53	1352,36	1378,55	1293,79	1276,32	1290,76	1272,25
Apicum	9,53	6,68	8,07	5,54	4,06	5,10	4,74	4,15
Agricultura	0,00	0,00	0,00	166,5684	149,71	172,19	154,61	142,53

Tanques para a aquicultura inativos foram identificados para 1985, representando ~46 ha. Nesse ano, o manguezal apresentava uma área de ~351 ha, enquanto a classe campo alagado correspondia a 1032 ha (Figura 10, Tabela 1). Em 1990 houve o início da instalação de aquicultura ao norte do limite do manguezal e na área central do manguezal, com supressão do manguezal para a instalação de aquicultura, causando uma redução na área de manguezal em 73 ha em relação ao ano de 1985. Em 2000 a aquicultura foi desativada, resultando em um gradual processo de recolonização do manguezal.

A atividade agrícola ao longo do limite inferior da planície flúvio-marinha não variou significativamente durante o período de 2000-2020, apresentando uma área entre 166 e 142 ha (Figura 10).

A partir do ano de 2005, iniciou-se uma intensa expansão da atividade de aquicultura nas áreas de campo alagado, adjacentes ao manguezal, com tanques de aquicultura ativos e inativos correspondendo a uma área de ~105 ha e ~57 ha (Figura 10),

respectivamente. É possível observar a redução da classe de praia e duna ao longo do período de 1985- 2020, de ~325 ha para 272 ha. Essa redução está relacionada ao avanço da classe urbana nesse ambiente, onde houve um crescimento no período de 1985 (24 ha) até 2020 (159 ha) (Figura 10).

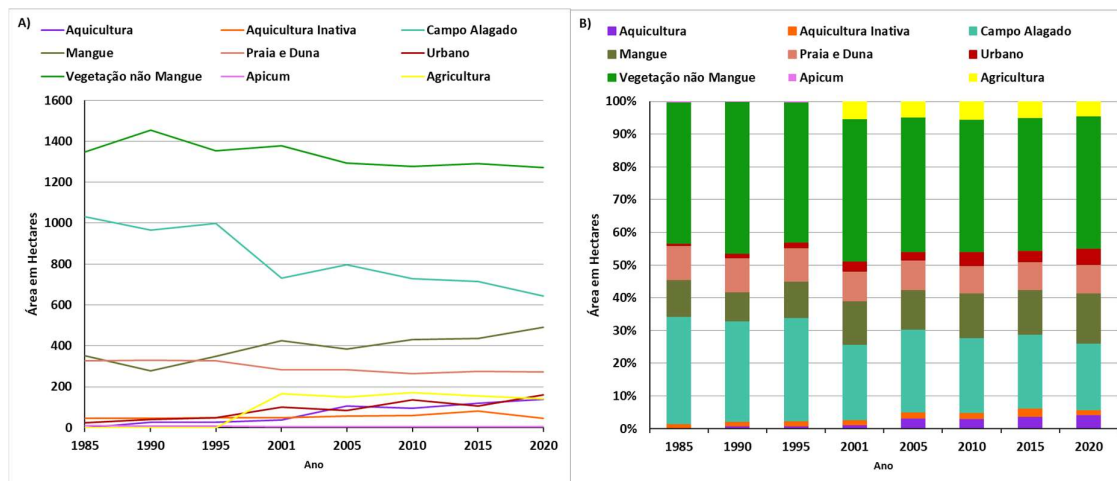


Figura 10 - A) Evolução das áreas das classes ao longo dos anos. B) Percentual de cobertura das classes por ano.

A avaliação de acurácia do resultado da classificação de cada imagem apontou um valor de acurácia global que variou de 0,91 a 0,94, e um índice Kappa que variou de 0,81 a 0,84. Adicionalmente, obteve-se os erros de quantidade (0,44% a 0,11%) e os erros de alocação (8,33% a 4,22%), e esses parâmetros apontaram uma classificação muito boa das imagens (Figuras 11 e 12).

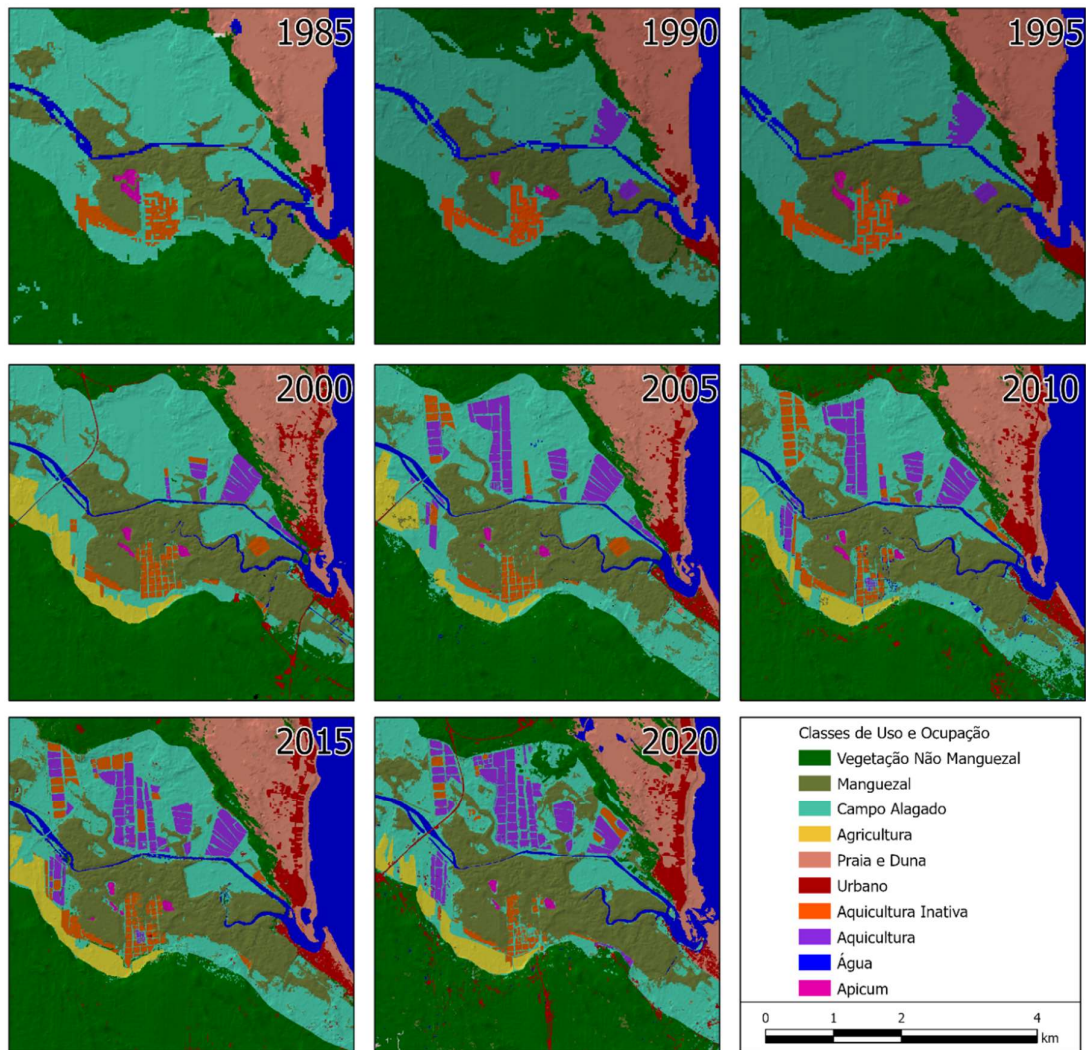


Figura 11 - Análise do Uso e Ocupação do Solo no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN, de 1985 à 2020.  
Fonte: O próprio autor.

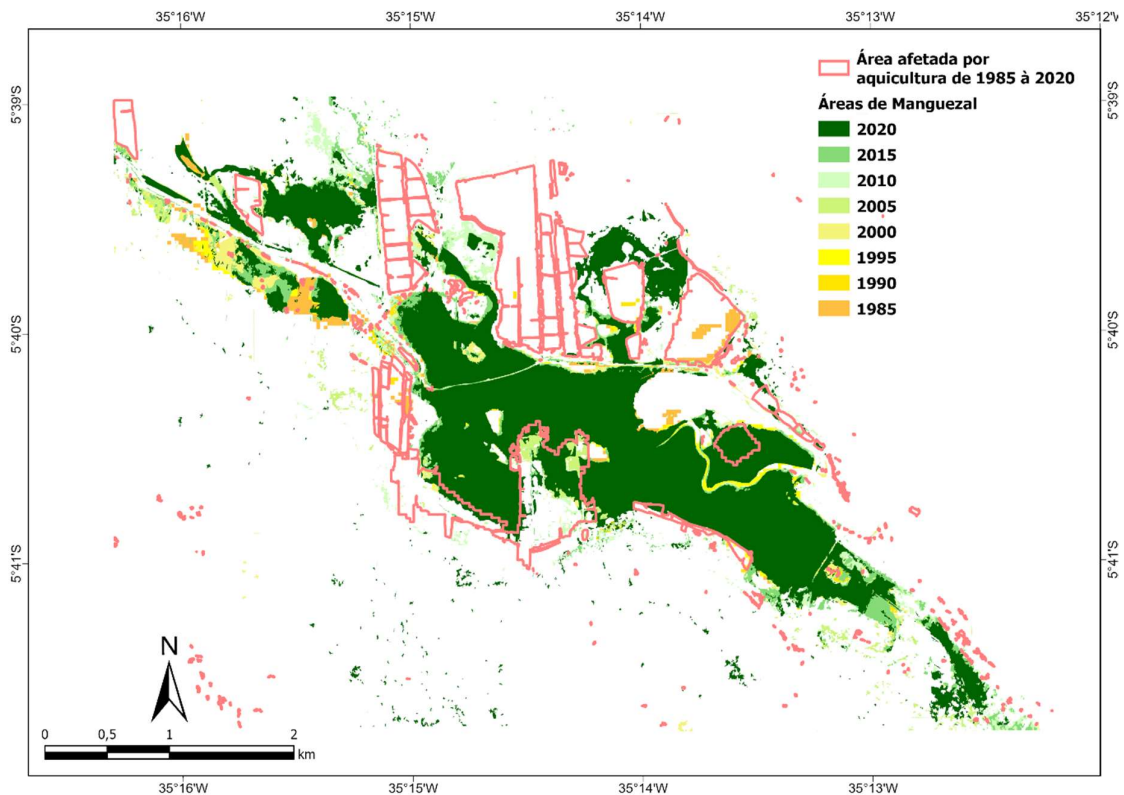


Figura 12 - Sobreposição dos vetores de manguezais relativos ao intervalo de 1985 à 2020 no estuário do Rio Ceará-Mirim

Fonte: O próprio autor.

## 6.2. DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL (1985 A 2020) DOS MANGUEZAIS NA FOZ DO RIO CEARÁ-MIRIM/RN

A partir da metodologia empregada foi possível identificar e analisar a vegetação de manguezal no período de 1985-2020. Os dados indicaram um aumento de 39% na área ocupada por manguezais entre 1985 e 2020 (Figura 13; Tabela 2) referente a extensão inicial dessas florestas ao longo estuário do Rio Ceará-Mirim/RN. Assim, a fim de compreender essa dinâmica de ampliação da vegetação de manguezal ao longo do estuário do Rio Ceará-Mirim/RN sob a óptica do período proposto, foi definida a seguinte subdivisão temporal (tabela 2): 1985-1990; 1990-1995; 1995-2000; 2000-2005; 2005-2010; 2010-2015; 2015-2020 para contemplar o entendimento sistêmico desta evolução e dinâmica regressiva/ampliativa.

Tabela 2 - Quantificação dos dados referentes a análise multitemporal da vegetação de Manguezal ao longo de 35 anos (1985-2020), no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
<b>Área total da Vegetação de manguezal (ha)</b>	351,69	277,88	347,77	425,51	383,79	430,03	437,27	489,48
<b>Ganho/Perda de vegetação</b>	<b>1985-1990</b>	<b>1990-1995</b>	<b>1995-2000</b>	<b>2000-2005</b>	<b>2005-2010</b>	<b>2010-2015</b>	<b>2015-2020</b>	<b>1985-2020</b>
<b>ha</b>	-73,81	69,89	77,74	-41,72	46,24	7,24	52,21	137,79
<b>%</b>	-20,99%	25,15%	22,35%	-9,80%	12,05%	1,68%	11,94%	39,18%
						% ganho da vegetação de manguezal		
						% redução da vegetação de manguezal		

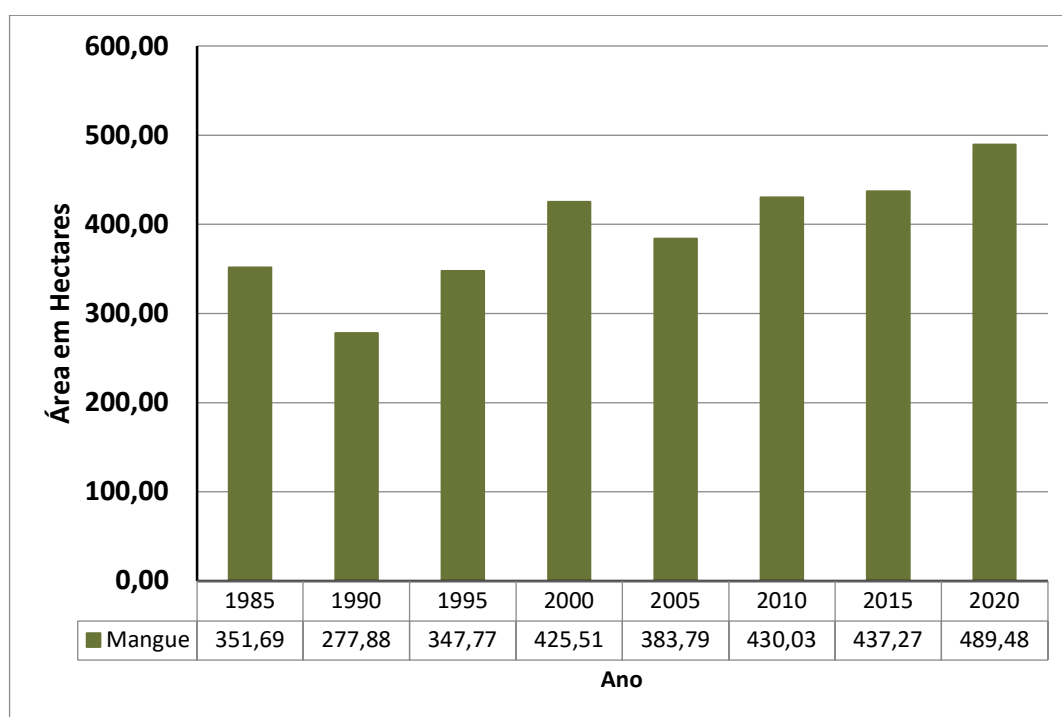


Figura 13- Área de manguezal entre 1985 e 2020 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

Os dados indicam uma redução na área de manguezal de 351,69 ha para 277,88 ha entre 1985 e 1990, revelando uma perda de 20,99% (73,81 ha) dessas florestas em 5 anos (Figuras 14 e 15; Tabela 2). Entretanto, a análise do período 1990 – 1995 indicou uma expansão dos manguezais de 277,88 ha para 347,77 ha. Essa expansão de 25,15% ocorreu principalmente no sudeste do estuário estudado (Figura 16 e 17; Tabela 2).

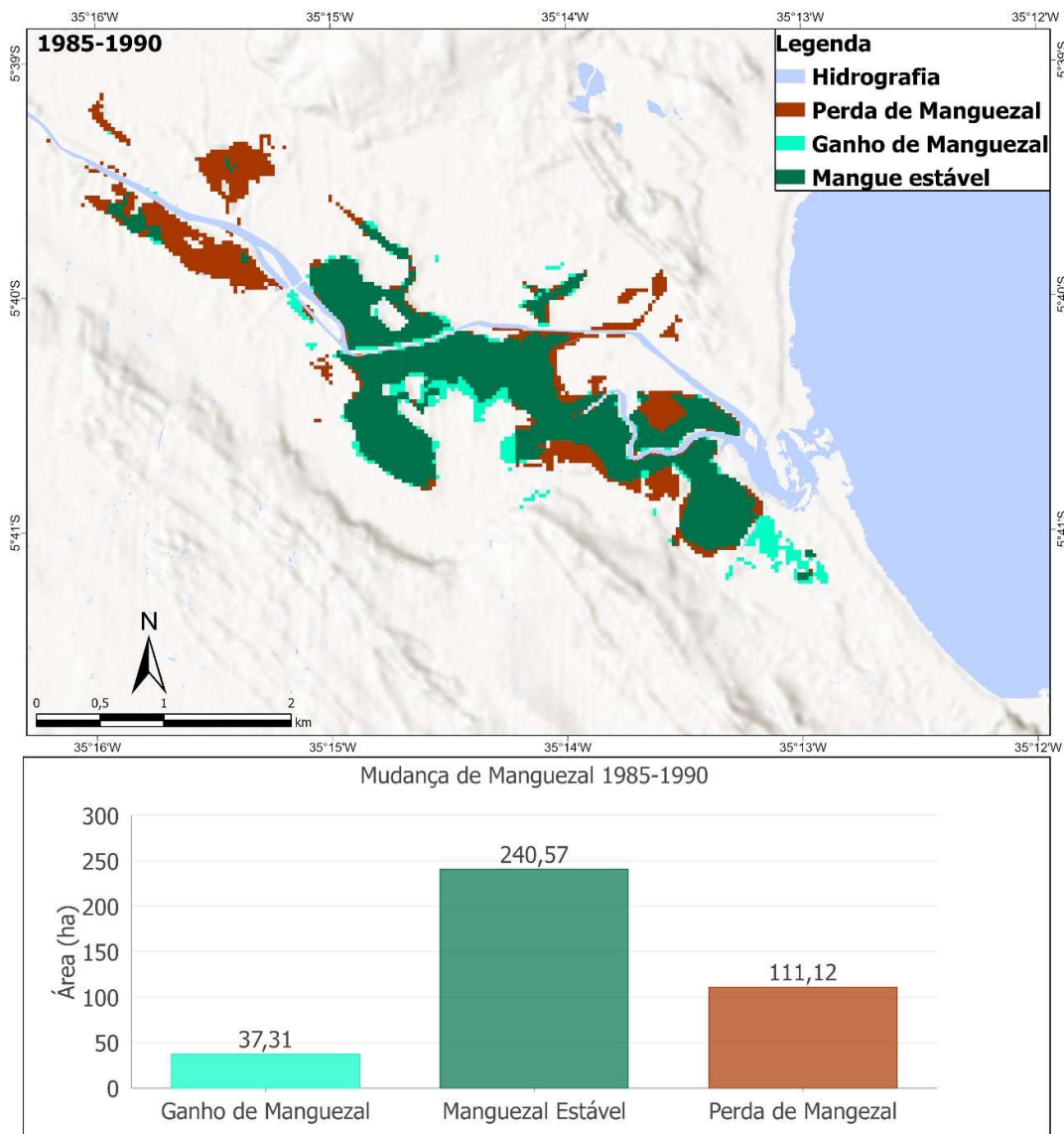


Figura 14 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 1990 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.  
Fonte: O próprio autor.

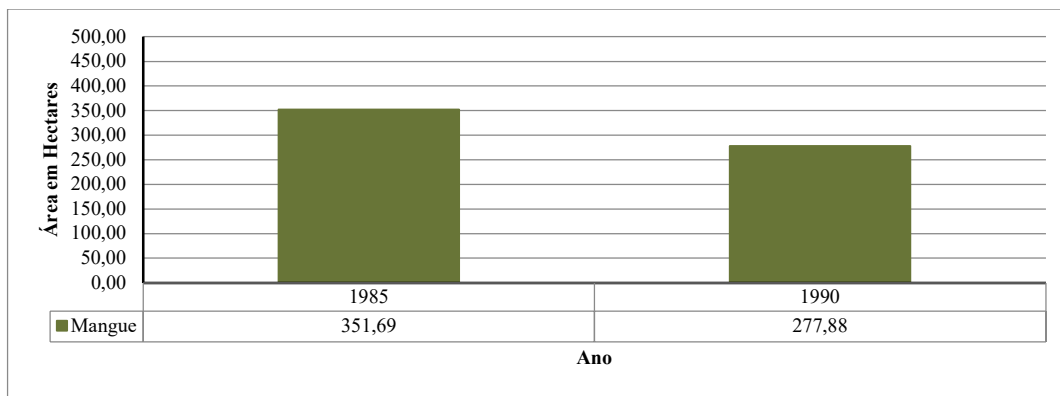


Figura 15 – Área de manguezal entre 1985 e 1990 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

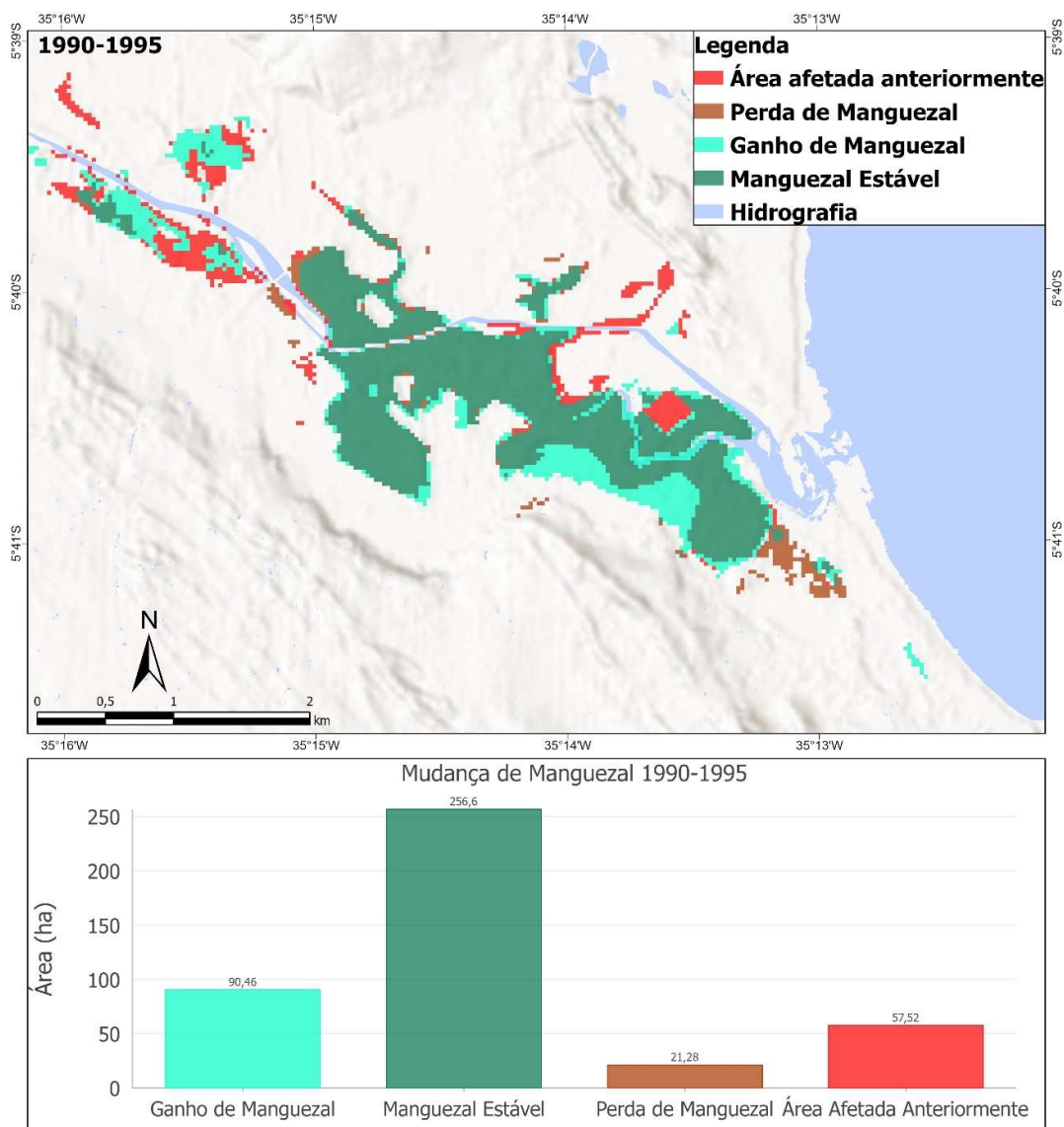


Figura 16 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 1995 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.  
Fonte: O Próprio autor.

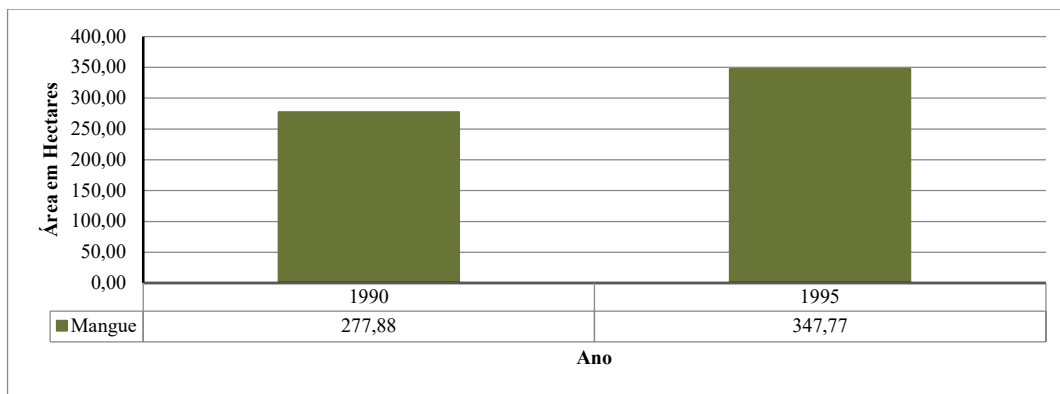


Figura 17 - Área de manguezal entre 1995 e 2000 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

A tendência de expansão dos manguezais continuou entre 1995 (347,77 há) e 2000 (425,51 há) com um ganho de 22,35% principalmente no sul do estuário, onde ocorrem áreas abandonada de carcinicultura (Figura 18 e 19; Tabela 2). Uma contração nas áreas de manguezais ocorreu entre 2000 e 2005, com uma perda de 9,8% principalmente no norte do estuário, de 425,51 ha para 383,79 ha (Figura 20 e 21; Tabela 2). Porém, a tendência de expansão dos manguezais foi retomada entre 2005 e 2010 de 383,79 ha para 430,03 ha, indicando um crescimento de 12,05% (46,24 ha) (Figura 22 e 23; Tabela 2), seguido de nova expansão entre 2010 (430,03 ha) e 2015 (437,27 ha), correspondendo a 1,68% de ganho (Figura 24 e 25; Tabela 2). Por fim, durante o período de 2015 a 2020 houve um crescimento na área de manguezal de 437,27 ha para 489,48 ha, representando uma expansão de 52,21 ha (11,94%) (Figura 26 e 27; Tabela 2).

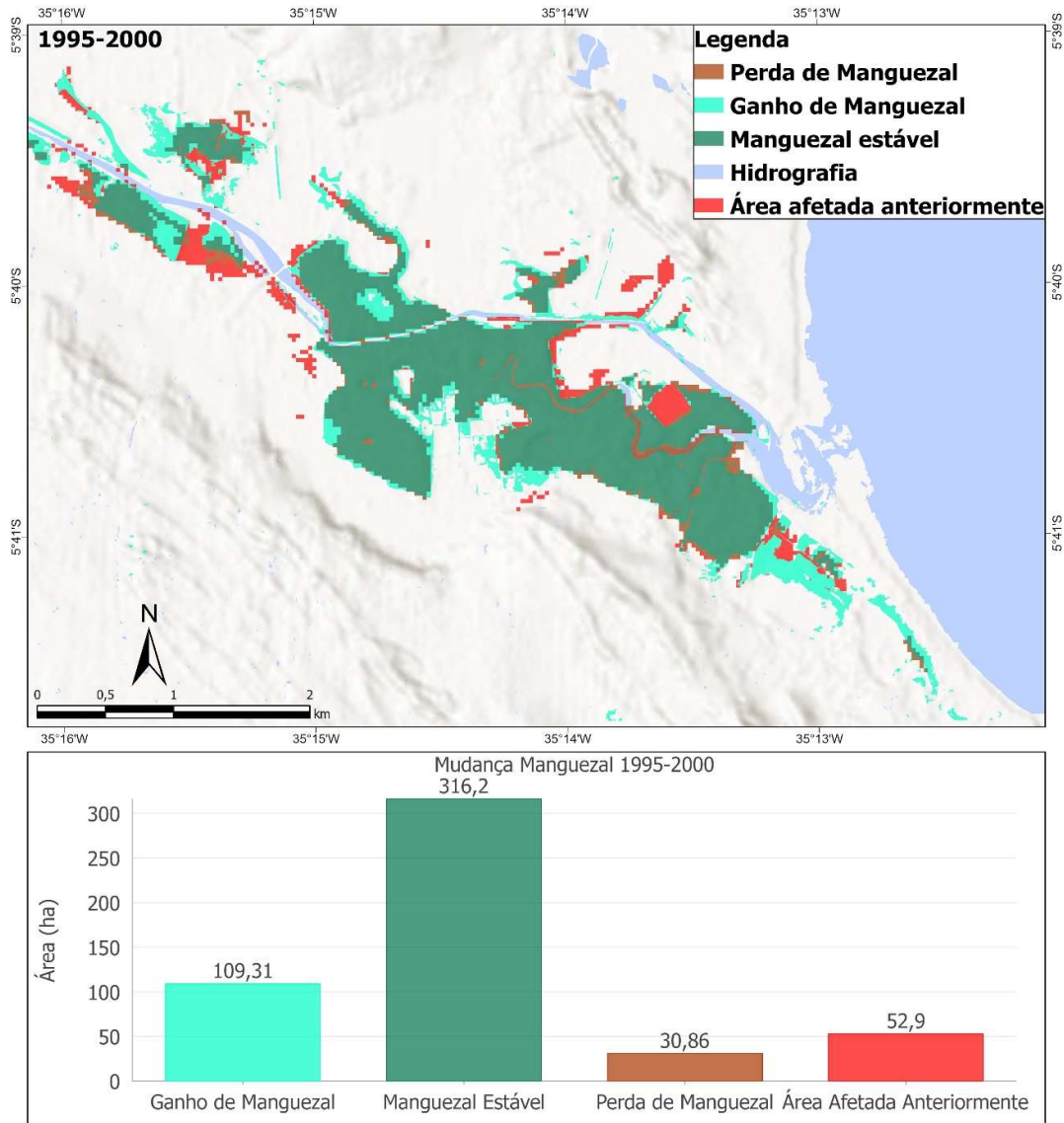


Figura 18 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 2000 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.  
Fonte: Próprio autor (2022).

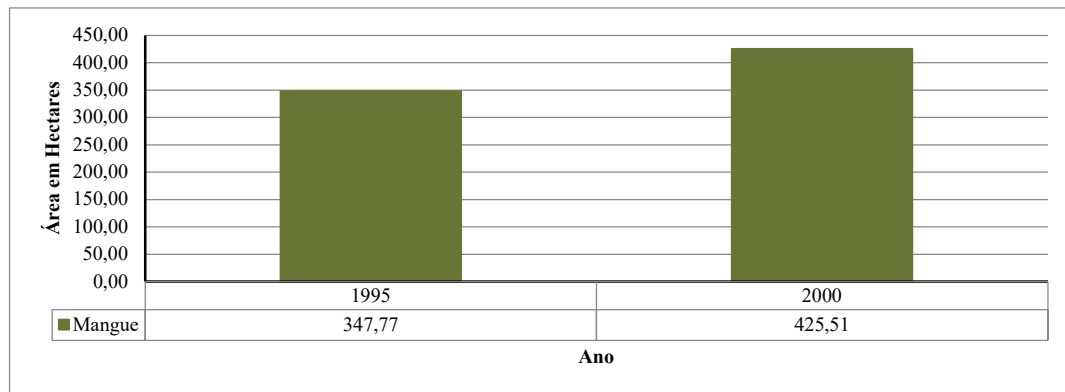


Figura 19 - Área de manguezal entre 1995 e 2000 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

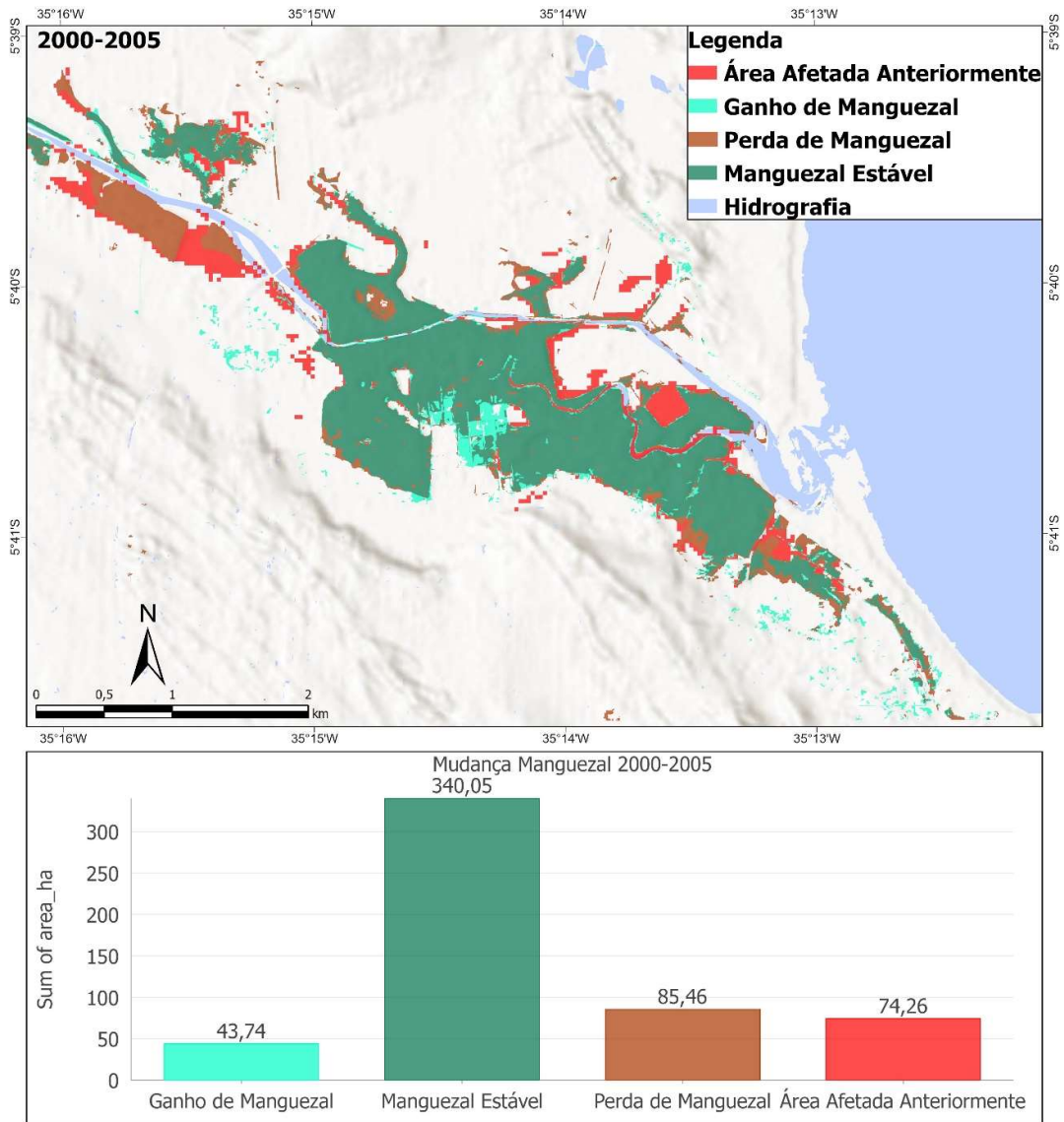


Figura 20 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 2005 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.  
Fonte: O próprio autor.

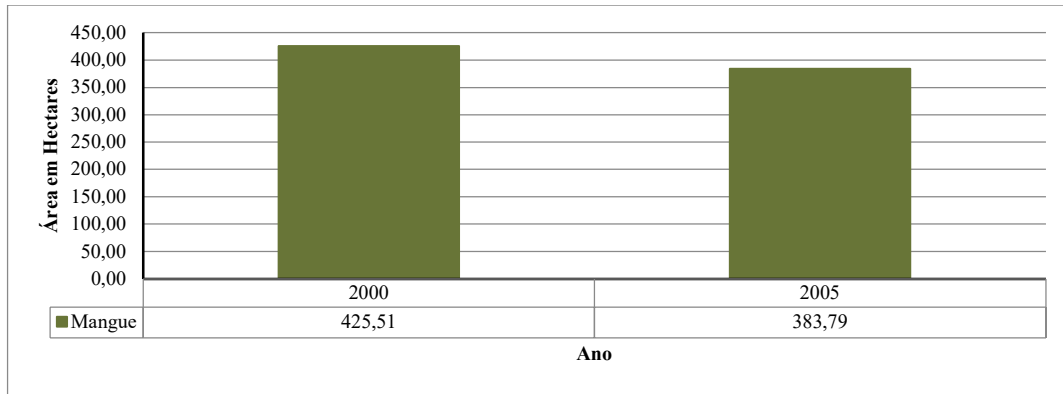


Figura 21 - Área de manguezal entre 2000 e 2005 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

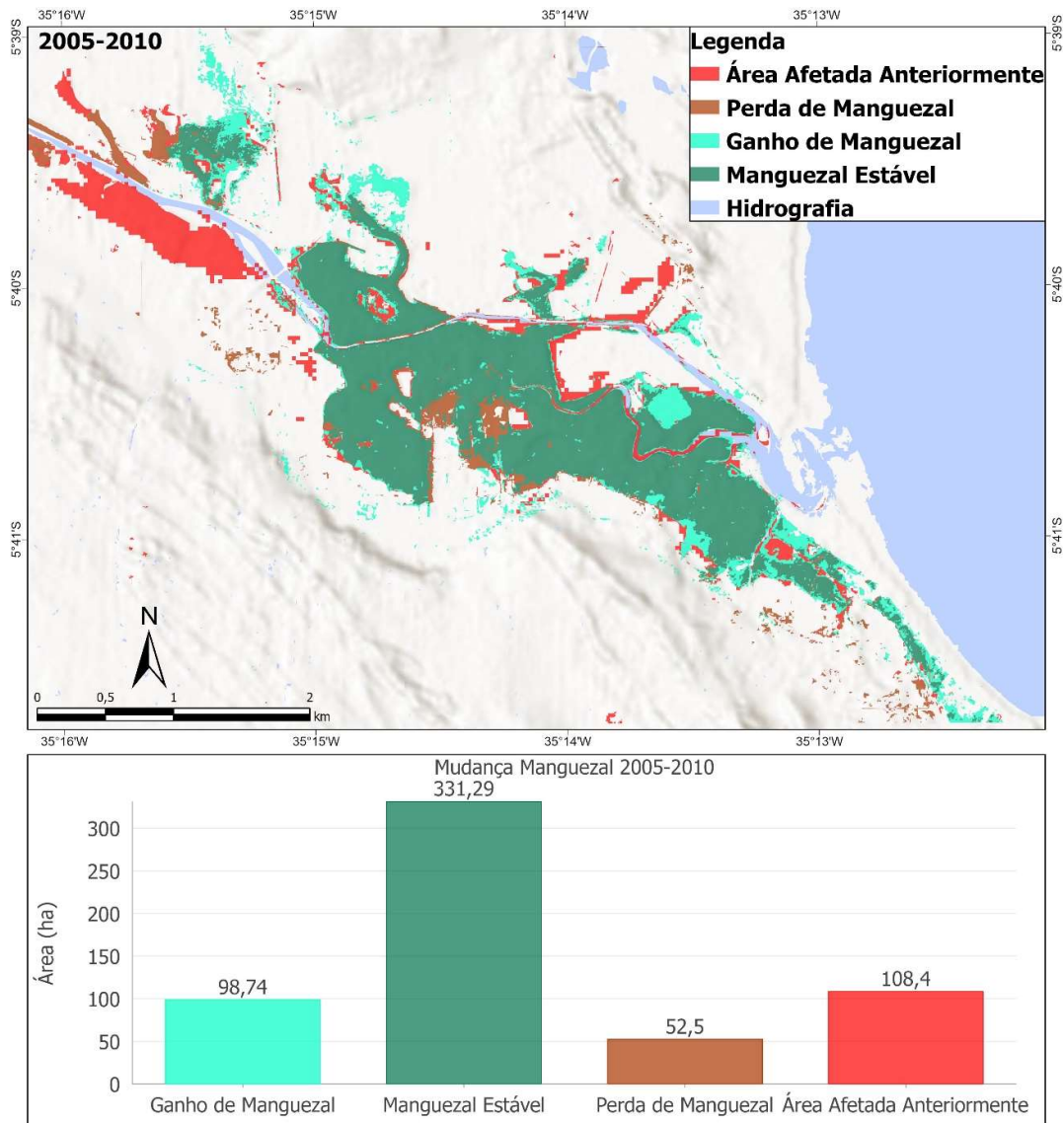


Figura 22 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 2010 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.  
Fonte: O próprio autor.

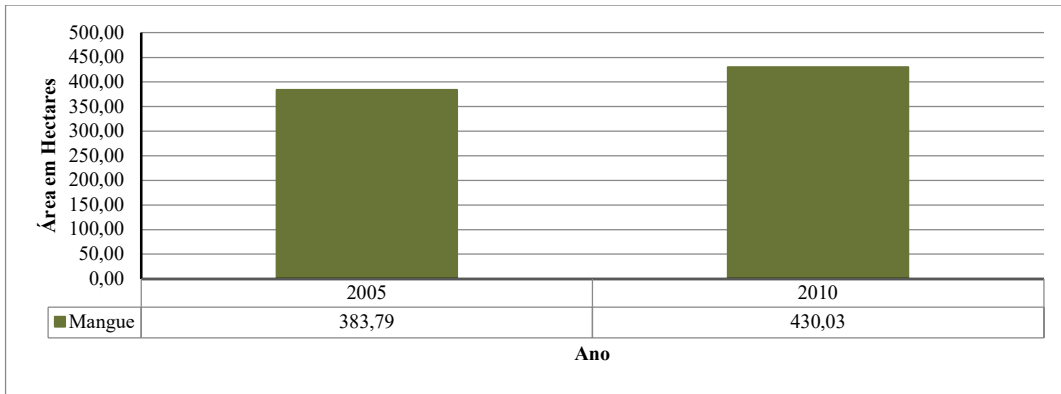


Figura 23 - Área de manguezal entre 2005 e 2010 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

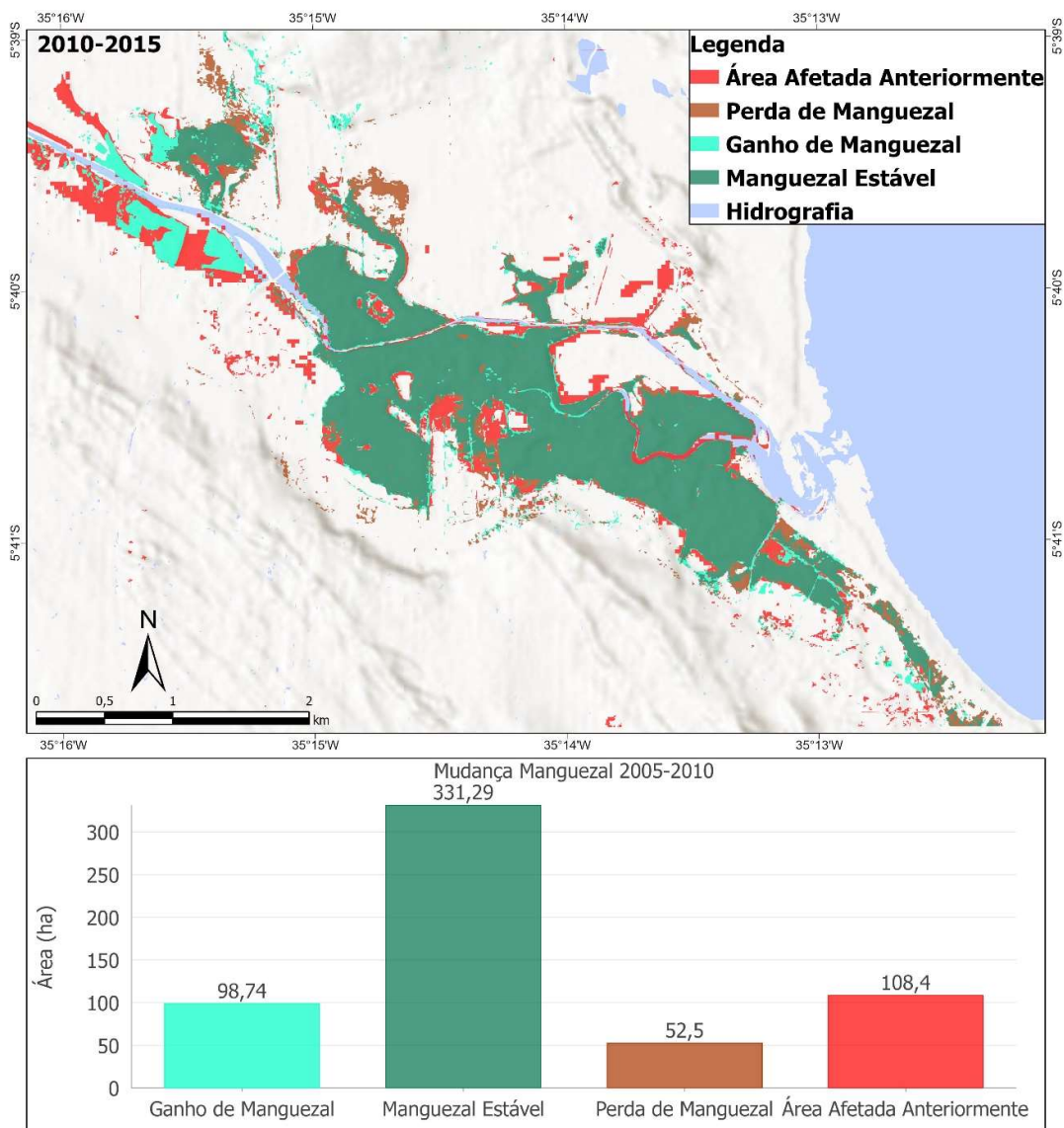


Figura 24 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 2015 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

Fonte: Próprio autor (2022).

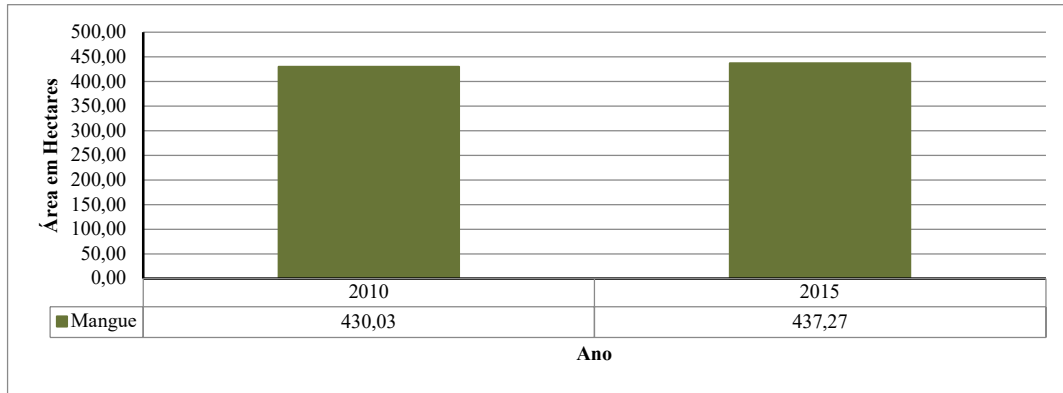


Figura 25 - Área de manguezal entre 2010 e 2015 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

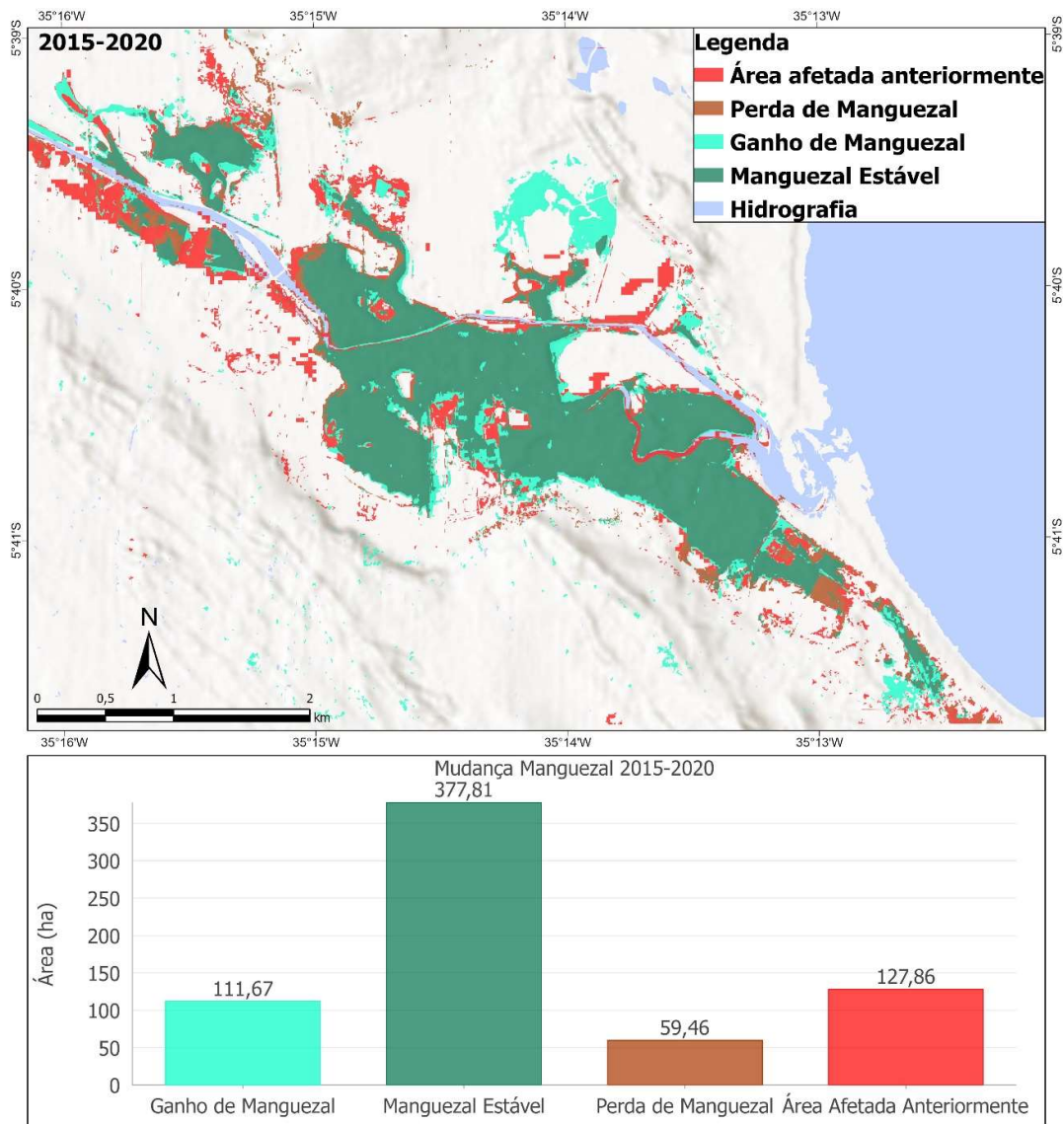


Figura 26 - Vetores de manguezais relativos ao ano de 2020 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.  
Fonte: O próprio autor.

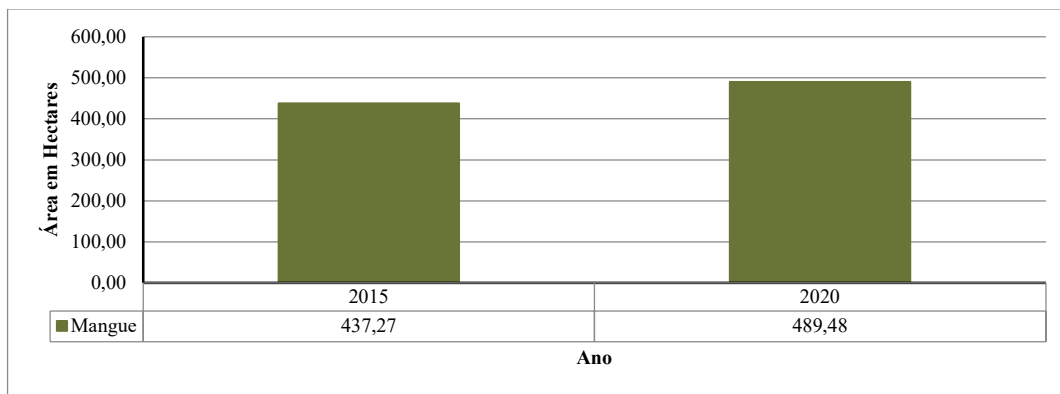


Figura 27 - Área de manguezal entre 2015 e 2020 no estuário do Rio Ceará-Mirim/RN.

### 6.3. TOPOGRAFIA DAS PLANÍCIES DE MARÉ NA FOZ DO RIO CEARÁ-MIRIM/RN

As elevações da planície de maré estudada variaram de 0 até 2.5 m acima do nível do mar (Figura 28). As superfícies mais rebaixadas (< 1 m) estão nos locais usados para a carcinicultura, enquanto os mais elevados (> 1.5 m) estão ocupados por manguezais e zonas de apicum. Superfícies intermediárias (1 - 1.5 m) são dominadas por ervas.

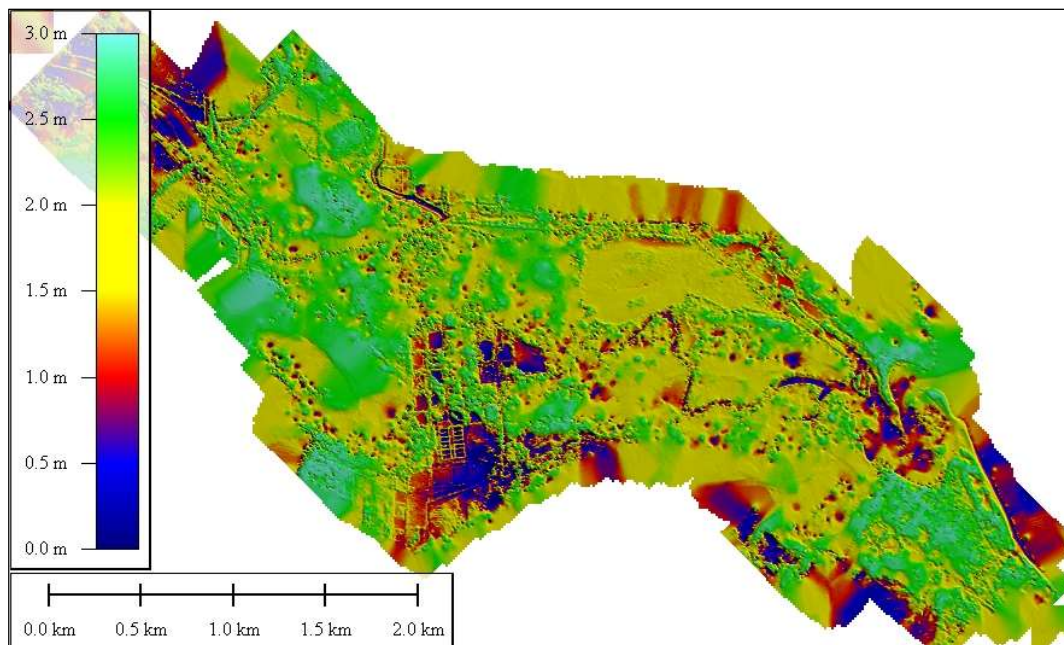


Figura 28 - Gradientes de elevação das planícies de maré da Foz do Rio Ceará-Mirim.

## 7. DISCUSSÃO

Os manguezais do rio Ceará Mirim, têm um valor ecológico, social e econômico significativo, porém são sensíveis às diversas variáveis ambientais. O aumento do nível do mar induzido pelas mudanças climáticas pode inundar as regiões de mangue, resultando na perda de habitat. Embora os manguezais possam se adaptar através do acúmulo de sedimentos, o sucesso depende da taxa de aumento do nível do mar e da disponibilidade de sedimentos. A ascensão rápida ou a sedimentação inadequada podem submergir e matar os manguezais. O fornecimento consistente de sedimentos é vital para manter a estrutura e a produtividade dos manguezais. Os sedimentos transportados pelos rios e pelas marés são essenciais para elevar o substrato e estabelecer novos habitats. Níveis reduzidos de sedimentos devido às intervenções humanas, como a retificação dos rios, barragens e desvios podem impedir a adaptabilidade, enquanto o excesso de sedimentos pode sufocar a vegetação. No entanto, não foram identificados possíveis efeitos do aumento do nível do mar nos manguezais estudados.

Por outro lado, a aquicultura e particularmente a carcinicultura (criação de camarões) tem impactado os manguezais, convertendo áreas adjacentes ao manguezal e até mesmo supressão de manguezais para o desenvolvimento dessa atividade, levando à perda de habitat e ao declínio da biodiversidade devido às condições ambientais alteradas. O desenvolvimento dessa atividade afetou significativamente a topografia das planícies de maré estudadas, causando depressões nos locais de implementação dos tanques e suas adjacências. Mudanças nos gradientes topográficos dessa planície de maré tem potencial para modificar a frequência de inundação da maré, afetando a salinidade da água intersticial e a distribuição de nutrientes, estressando os manguezais (Cohen *et al.* 2004). Dessa forma, os manguezais têm dificuldade em se desenvolver e retomar os tanques que foram abandonados.

As planícies ocupadas por manguezais apresentam elevações que podem alcançar até 2.6 m acima das depressões ocupadas pela carcinicultura. Embora os sedimentos dos manguezais sejam tipicamente ricos em nutrientes, modificações na topografia podem causar flutuações significativas nos níveis de nutrientes (Cohen *et al.* 2004). O aumento de nutrientes, como provocado pela aquicultura na região, pode desencadear a

eutrofização, alterando a composição das espécies e promovendo o crescimento excessivo ou morte de organismos vegetais (Queiroz *et al.* 2020).

A salinidade é outro fator fundamental para os manguezais, que prosperam em ambientes salgados. A alteração da topografia para criações de tanques de aquicultura interfere nas variações de salinidade resultantes da modificação do fluxo de água doce, ocasionando o aumento na evaporação e assim, maior concentração de sal que podem estressar as plantas e modificar a composição das espécies. (Cohen *et al.* 2018, Cohen *et al.* 2021)

Modificações no fluxo de água doce, decorrentes da construção de barragens, retificação de rios e alterações no uso da terra podem impactar a dinâmica dos manguezais (Cardenas *et al.* 2022). A disponibilidade de água doce é fundamental para diluir a salinidade e facilitar o transporte de nutrientes e sedimentos. A remoção da vegetação de mangue para aquicultura aumenta a exposição de sedimentos, que facilita a erosão desse substrato necessário para o estabelecimento das florestas de mangue. (Winterwerp *et al.* 2020, Worthington, Spalding, 2018)

No geral, a criação de camarão tem impactos negativos significativos nos manguezais, exigindo práticas responsáveis para proteger esses ecossistemas. Durante os últimos 30 anos houve ações políticas que fortaleceram a proteção deste ecossistema, como a resolução CONAMA nº303/2002; nº369/2006 e Lei nº 12.651/2012, que instituiu o Código Florestal e define os manguezais como Áreas de Preservação Permanente - APP, como áreas que não podem ser suprimidas, a menos que autorizadas por licenciamento ambiental. Diante dessas políticas públicas e outros fatores que influenciaram na contenção da conversão de áreas de mangue para aquicultura, pode-se observar que os manguezais do Rio Ceará Mirim apresentaram considerável resiliência nas áreas convertidas para a aquicultura.

Isso ocorre principalmente por conta de sua capacidade natural de se adaptar às condições ambientais extremas, como variações de salinidade, inundações periódicas e solos pobres em oxigênio (Win *et al.*, 2019, Bomer *et al.* 2020). Entretanto, um fator determinante para que a recolonização ocorra, é a topografia. As áreas afetadas pela aquicultura e com depressões topográficas não influenciadas pelas ondas de marés, o efeito do ambiente é degradante para os manguezais, devido ao baixo potencial redox (Ed) e as altas concentrações de sulfetos, que resultam das ações de bactérias redutoras

de sulfato que oxidam a matéria orgânica em ambientes inundados permanentemente. Além disso, por não haver influência das marés, essas áreas abandonadas estão mais susceptíveis a evaporação, o que provoca uma hipersalinização da água intersticial, que pode inibir o desenvolvimento dos mangues em níveis de salinização muito altos. (Cardena *et al.* 2023, Lamers *et al.* 2013, Krauss *et al.* 2008, Albuquerque *et al.* 2014). Com uma topografia que permita a influência das marés, o transporte de sedimentos, fluxo de nutrientes e salinidade são regulados naturalmente, o que possibilita o desenvolvimento do mangue.

O restabelecimento das elevações originais das planícies de marés permitiu, conforme registrado no período 2005-2010, a recolonização de 98,74 hectares de áreas de manguezal previamente impactadas (Figura 29). A recolonização dos manguezais em áreas previamente ocupadas pela carcinicultura acelera também o reestabelecimento da topografia original das planícies de maré, contribuindo para o retorno das condições hidrodinâmicas e físico-químicas apropriadas para o pleno desenvolvimento desses manguezais (Furukawa and Wolanski, 1996).



Figura 29 – Ganho de Manguezal de 98,79 hectares no período de 2005 a 2010 no estuário do rio Ceará mirim. Fonte: O próprio autor.

Além disso, o reestabelecimento dos mangues regulariza o fluxo de sedimento, criando um substrato que favorece a expansão dessas florestas, contribuindo para a proteção da linha de costa, devido as raízes das plantas de mangue, que prendem sedimentos e matéria orgânica, ajudando a construir e estabilizar a planície com manguezal (Cohen *et al.* 2021).

Os manguezais têm uma notável capacidade de regeneração após distúrbios naturais ou antrópicos. Após eventos como tempestades ou desmatamento, os manguezais podem recolonizar e restabelecer sua estrutura original se as condições ambientais permanecerem favoráveis (Amaral *et al.* 2023). A produção de sementes flutuantes e a dispersão hidrocórica facilitam a colonização de novas áreas. Além disso, os manguezais funcionam como berçários para muitas espécies marinhas, fornecendo um habitat seguro para a reprodução e o desenvolvimento de juvenis. Essa função contribui para a biodiversidade e a produtividade dos ecossistemas costeiros, reforçando a interdependência e a resiliência ecológica. (Elisson *et al.* 1999, Carugati *et al.* 2018, Sandilyan & Kathiresan 2012)

O estabelecimento dessas políticas e a retomada natural dos manguezais tem gerado um conflito com as demandas econômicas das comunidades da costa. Apesar da retomada do manguezal de parte de suas áreas afetadas desde o ano de 1985, que corresponde a 137,79 ha, houve também uma expansão dos tanques de aquicultura na região, de 46 ha para 183,44 ha (+ 137,44 ha), ocupando principalmente as áreas adjacentes ao mangue. Estudos apontam que os manguezais do Rio Grande do Norte tem sido impactados principalmente com a alta produção do camarão (Silva Júnior *et al.* 2020), ampliando a discussão sobre os possíveis impactos dessa atividade nos manguezais. Tal fato torna-se marcante, principalmente no cenário do Nordeste brasileiro (Godoy 2015, Cunha e Silva *et al.* 2019, Silva Júnior *et al.* 2020). Godoy (2015) ressalta a ampliação das fazendas de camarão no Rio Grande do Norte, causando uma diminuição das áreas de manguezais nos estuários do estado (Nóbrega *et al.* 2013, Godoy & de Lacerda 2014, Godoy 2015, Cunha e Silva *et al.* 2019, Fernandes *et al.* 2019, Soares 2019, Silva Júnior *et al.* 2020).

A produção de camarão obteve seu pico produtivo no ano de 2003, quando sua produção se ampliou cerca de 3.600 toneladas no ano de 1997 para 90.190 toneladas em 2003. Houve um aumento nas exportações de US\$ 2,8 milhões em 1998 para US\$ 427,92 milhões em 2003 (Rocha 2015), havendo um significativo crescimento na forma de *commodities* no cenário internacional (Felipe *et al.* 2015). A planície fluviomarina do Rio Coreaú, no Ceará, na qual têm características semelhantes ao estuário do Ceará-Mirim, a carcinicultura ocupa áreas externas previamente ocupadas por manguezais (Oliveira & Tognella 2014, Oliveira 2018, Cunha e Silva *et al.* 2019). Os tanques para a

criação de camarão no ano de 2008 já ocupava 596,96 ha, e em 2016 passou a ocupar 1.101,02 ha, tomando algumas áreas de apicum na região (Cunha e Silva *et al.* 2019).

Entretanto, os dados obtidos na área de estudo evidenciaram a grande capacidade de resiliência dos manguezais, pois eles ocupavam antes da instalação da empresa de carcinicultura uma área de 45 hectares. Em 2003, após a instalação desse empreendimento, a área de manguezal foi reduzida para 20 hectares. Os tanques de aquicultura foram abandonados ao longo dos 30 anos analisados, o que possibilitou regeneração parcial das florestas de mangue nos locais que propiciavam essa retomada. Essa evidencia é vital para o planejamento da recomposição das áreas de manguezais afetadas por fatores antrópicos, pois mostra que os manguezais podem naturalmente recolonizar seus prévios habitats, trazendo benefícios em termos de proteção das costas, mas principalmente apoiando os ecossistemas costeiros com exportação de nutrientes e matéria orgânica que garantem a manutenção dos estoques pesqueiros essenciais para a economia do Rio Grande do Norte.

## 8. CONCLUSÕES

A utilização dos dados de satélite e drone surge como uma combinação de técnicas que se auto complementam de forma indispensável para análise da morfologia costeira de pequenas, médias e grandes escalas, sendo possível aferir, de maneira abrangente, dados quantitativos e as mudanças que ocorrem ao longo do tempo. Evidências apontam que o manguezal do rio Ceará-Mirim/RN foi impactado antes do período inicial analisado, por conta de tanques de aquicultura já abandonados nessa área. Áreas de manguezais estão expandindo sobre planícies previamente ocupadas por manguezais e desmatadas para a implantação da aquicultura antes do período analisado. Tais áreas foram convertidas em Campos Alagados e posteriormente reocupados pelo Manguezal. A Aquicultura tem expandido principalmente na zona de Campos Alagados. A expansão Urbana aumenta sobre a classe de Praia e Duna.

Nossos estudos revelaram um exemplo da resiliência dos manguezais à intervenção humana, onde significativas áreas de manguezais foram desmatadas para dar lugar a aquicultura. Apesar de quase completamente degradadas, essas florestas estão recolonizando suas planícies de maré. Caso não ocorram novas intervenções nos manguezais e a topografia seja restabelecida, muito provavelmente essas florestas devem reconquistar todas as zonas previamente desmatadas.

A metodologia empregada, pautada na sobreposição de vetores extraídos a partir da análise espacial das imagens orbitais adquirida em sensores remotos, possibilitou o conteúdo sistemático deste estudo, mostrando dados quantitativos que comprovam a mobilidade da vegetação de mangue em um médio período. As técnicas de sensoriamento remoto possibilitaram analisar a distribuição espacial dos manguezais em toda a zona costeira do estuário de estudo ao longo dos 35 anos. A análise feita para o Estuário do Rio Ceará-Mirim/RN, corrobora para uma análise integrada dos processos que atuam na costa, sendo apenas um fragmento para o entendimento de uma dinâmica mais complexa. Isso, servirá como subsídio teórico e metodológico para prospecções futuras sobre a dinâmica costeira do estuário do Rio Ceará-Mirim/RN, adicionando mecanismo informacionais que servem como um modelo de previsão das mudanças ambientais de larga escala temporal e espacial.

**FINANCIAMENTO**

Apoio financeiro através do Projeto da Bolsa de Produtividade Científica (CNPQ-1B) do Orientador e através da Bolsa de Pesquisa de mestrado fornecida pelo CNPQ ao Orientando.

## REFERÊNCIAS

- Adame M.F., *et al.* 2021. Mangroves in arid regions: Ecology, threats, opportunities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **248**:106796. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106796>.
- Amaral C., *et al.* Drivers of mangrove vulnerability and resilience to tropical cyclones in the North Atlantic Basin. *Science of The Total Environment*, **898**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165413>.
- Albuquerque A.G.B.M., *et al.* 2014. Hypersaline tidal flats (Apicum Ecosystems): the weak link in the tropical Wetlands Chain. *Environmental Reviews*. **22**: 99–109. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0026>.
- Barreto A.M.F., *et al.* (2004) Geologia e geomorfologia do quaternário costeiro do estado do Rio Grande do Norte. *Geol USP Série Científica* **4**:1–12. <https://doi.org/10.5327/S1519-874X2004000200001>
- Behling H, Cohen ML, Lara RJ (2004) Late Holocene mangrove dynamics of Marajó Island in Amazonia, northern Brazil. *Veg Hist Archaeobot* **13**:. <https://doi.org/10.1007/s00334-004-0031-1>
- Best Ü.S.N., *et al.* (2022) Wave attenuation potential, sediment properties and mangrove growth dynamics data over Guyana’s intertidal mudflats: assessing the potential of mangrove restoration works. *Earth Syst Sci Data* **14**:2445–2462. <https://doi.org/10.5194/essd-14-2445-2022>
- Bomer E.J., *et al.* (2020) Surface elevation and sedimentation dynamics in the Ganges-Brahmaputra tidal delta plain, Bangladesh: Evidence for mangrove adaptation to human-induced tidal amplification. *Catena* **187**:104312. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104312>
- Brasil. AVA ICMBio. 2018. *Atlas dos manguezais do Brasil*. Brasília, DF. Disponível em: <https://ava.icmbio.gov.br>. Acessado em: 23 de abril de 2020
- Brasil. INMET. 2020. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acessado em: 23 de abril de 2020
- Brooks S.M., *et al.* (2016) Reconstructing and understanding the impacts of storms and surges, southern North Sea. *Earth Surf Process Landforms* **41**:855–864. <https://doi.org/10.1002/esp.3905>
- Cardenas S., *et al.* (2022) Dearth and Regeneration of an Amazonian Mangrove Forest by Anthropic and Natural Forces. *Remote Sensing* **14**:6197. <https://doi.org/10.3390/rs14246197>
- Carugati L., *et al.* (2018) Impact of Mangrove Forests Degradation on Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Scientific Reports* **8** (1): 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31683-0>.
- Cohen M.C.L., *et al.* (2018) Decadal-scale dynamics of an Amazonian mangrove caused by climate and sea level changes: Inferences from spatial-temporal analysis and digital

elevation models. *Earth Surf Process Landforms*, **43**:2876–2888. <https://doi.org/10.1002/esp.4440>.

Cohen M.C.L., *et al* (2020) Impacts of Holocene and modern sea-level changes on estuarine mangroves from northeastern Brazil. *Earth Surf Process Landforms* **45**:375–392. <https://doi.org/10.1002/esp.4737>

Cohen M.C.L., *et al.* (2021) Effects of beach nourishment project on coastal geomorphology and mangrove dynamics in southern Louisiana, USA. *Remote Sensing* **13**: 2688. <https://doi.org/10.3390/rs13142688>

Cohen M.C.L., *et al.* (2004) Mangrove Inundation and Nutrient Dynamics under a GIS perspective. *Wetlands Ecology and Management* **12**:81–86. <https://doi.org/10.1023/B:WETL.0000021668.25445.41>

Cohen M.C.L., *et al.* (2018). Decadal-scale dynamics of an Amazonian mangrove caused by climate and sea level changes: inferences from spatial–temporal analysis and digital elevation models. *Earth Surface Processes and Landforms*, **43**:2876–2888. <https://doi.org/10.1002/esp.4440>.

Cohen M.C.L., *et al.* (2021). Effects of the middle holocene high sea-level stand and climate on Amazonian mangroves. *Journal of Quaternary Science*, **36**: 1013–1027. doi: <https://doi.org/10.1002/jqs.3343>.

Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais-CPRM. Disponível em: [www.cprm.br](http://www.cprm.br). Accessed 8 Nov 2020.

Correia M.D., Sovierzoski H.H. (2005). *Ecosystemas marinhos: recifes, praias e manguezais*. EDUFAL. Maceió, AL. Disponível em: [https://daffy.ufs.br/uploads/page\\_attach/path/9358/ciencias2.pdf](https://daffy.ufs.br/uploads/page_attach/path/9358/ciencias2.pdf). Acessado em: 23 de abril de 2020

Cunha e Silva D., *et al.* (2019) Proposta metodológica para análise espacial de nutrientes do solo em bacias hidrográficas. *Soc Nat* **30**:85–107. <https://doi.org/10.14393/SN-v30n3-2018-5>

de Assis R.L, Wittmann F. (2011) Forest structure and tree species composition of the understory of two central Amazonian várzea forests of contrasting flood heights. *Flora - Morphol Distrib Funct Ecol Plants* **206**:251–260. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2010.11.002>

Diniz C., *et al* (2019) Brazilian mangrove status: Three decades of satellite data analysis. *Remote Sens* **11**:. <https://doi.org/10.3390/rs11070808>

Ellison, A.M., Elizabeth J.F., Rachel E. (1999) Origins of Mangrove Ecosystems and the Mangrove Biodiversity Anomaly. *Global Ecology and Biogeography: A Journal of Macroecology* **8** (2): 95–115. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.1999.00126.x>.

Felipe I, Mol A, Almeida V. (2015) Evidências na análise de erros do GARCH Brasil (Evidências na Projeção do Camarão Valor-at-Risk no Brasil Usando Modelos ARIMA com GARCH). *Custos e @gronegocio Online* **9**:

Fernandes R., *et al* (2019) Impacto da carcinicultura no manguezal do rio das Conchas,

Porto do Mangue, Rio Grande do Norte. Soc Nat **30**:64–84. <https://doi.org/10.14393/SN-v30n3-2018-4>

Furukawa K, Wolanski E, (1996) Sedimentation in Mangrove Forests. Mangroves and Salt Marshes, 1:3–10. <https://doi.org/10.1023/A:1025973426404>.

Giri C., *et al* (2011) Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. Glob Ecol Biogeogr **20**:154–159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>

Godoy MDP (2015) Alteração nas áreas de mangue em estuários no estado do Ceará devido a mudanças nos usos do solo e mudanças climáticas. Universidade Federal do Ceará

Godoy MDP, de Lacerda LD (2014) River-Island Morphological Response to Basin Land-Use Change within the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. J Coast Res **294**:399–410. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-13-00059.1>

Goldberg L., *et al.* (2020) Global declines in human-driven mangrove loss. Glob Chang Biol **26**:5844–5855. <https://doi.org/10.1111/gcb.15275>

Kjerfve B., Lacerda L.D. (1993) Mangroves of Brazil. In: Mangrove Ecosystems Technical Reports. pp 245–272

Krauss K.W., *et al* (2014) How mangrove forests adjust to rising sea level. New Phytol **202**:19–34. <https://doi.org/10.1111/nph.12605>

Krauss K.W., *et al.* (2008) Environmental Drivers in Mangrove Establishment and Early Development: A Review. Aquat. Bot. **89**:105–127. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.014>

Kuenzer C., *et al* (2011) Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. Remote Sens **3**:878–928. <https://doi.org/10.3390/rs3050878>

Lima P.G. (2005) Ecosystema de manguezal. Uma prática de educação ambiental para alunos do 3º grau no manguezal do rio Ceará-Mirin/Extremoz. Universidade do Rio Grande do Norte

Lv X., *et al* (2019) Leaf Enzyme and Plant Productivity Responses to Environmental Stress Associated with Sea Level Rise in Two Asian Mangrove Species. Forests **10**:250. <https://doi.org/10.3390/f10030250>.

Maia L.P., *et al.* (2005) Estudo das áreas de manguezais do nordeste do Brasil-Avaliação das áreas de manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Doc. Técnico

Matos C.R.L., *et al* (2020) Carbon and nutrient accumulation in tropical mangrove creeks, Amazon region. Mar Geol **429**:106317. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2020.106317>

Matuchack T, Lima J, Maria M, Tognella P (2012) ESTRUTURA E FUNÇÃO DOS MANGUEZAIS: REVISÃO CONCEITUAL. Enciclopédia Biosf 815:

Maung WS, Sasaki J (2021) Assessing the natural recovery of mangroves after human

disturbance using neural network classification and sentinel-2 imagery in wunbaik mangrove forest, Myanmar. *Remote Sens* **13**:1–24. <https://doi.org/10.3390/rs13010052>

Mialhe F, Gunnell Y, Mering C (2013) The impacts of shrimp farming on land use, employment and migration in Tumbes, northern Peru. *Ocean Coast Manag* **73**:1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.12.014>

Nabeelah B., *et al.* (2019) Ethnopharmacology, phytochemistry, and global distribution of mangroves—a comprehensive review. *Marine Drugs*, **17**:231. <https://doi.org/10.3390/md17040231>

Nóbrega G.N., *et al.* (2013) Iron and sulfur geochemistry in semi-arid mangrove soils (Ceará, Brazil) in relation to seasonal changes and shrimp farming effluents. *Environ Monit Assess* **185**:7393–7407. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3108-4>

Oliveira LMM de (2018) Identificação de mangue, salgado e apicum através da interpretação visual de imagens landsat: evolução multitemporal da planície fluviomarina do rio coreaú/CE. *Rev Geogr* **35**:208. <https://doi.org/10.51359/2238-6211.2018.229333>

Oliveira RG de, Tognella MMP (2014) Processo de colonização do manguezal do Rio Tavares por análise da estrutura de diferentes bosques. *Brazilian J Aquat Sci Technol* **18**:9. <https://doi.org/10.14210/bjast.v18n1.p9-18>

Oppenheimer M., *et al* (2019) Sea Level Rise and Implications for Low-Lying Islands, Coasts and Communities. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate

Parkinson R.W., Wdowinski S. (2022) Accelerating sea-level rise and the fate of mangrove plant communities in South Florida, U.S.A. *Geomorphology* **412**:108329. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2022.108329>

Punwong P., *et al* (2022) Documenting a thousand years of environmental and anthropogenic changes on mangroves on the Bangkok coast, the upper Gulf of Thailand. *Veg Hist Archaeobot*. <https://doi.org/10.1007/s00334-022-00876-z>.

Queiroz HM, Ferreira TO, Taniguchi CAK, Barcellos D, do Nascimento JC, Nóbrega GN, Artur AG (2020) Nitrogen mineralization and eutrophication risks in mangroves receiving shrimp farming effluents. *Environmental Science and Pollution Research* **27**: 34941–34950. [10.1007/s11356-020-09720-1](https://doi.org/10.1007/s11356-020-09720-1)

Ribeiro S.R., *et al* (2018) Allogenic and autogenic effects on mangrove dynamics from the Ceará Mirim River, north-eastern Brazil, during the middle and late Holocene. *Earth Surf Process Landforms* **43**:1622–1635. <https://doi.org/10.1002/esp.4342>

Rocha I.P. (2015). Cultivo do Camarão Marinho: atividade socialmente justa, ambientalmente responsável e, economicamente importante, de forma especial para o meio rural da região Nordeste. Associação Brasileira dos Criadores Camarão. Disponível em: <https://abccam.com.br/2015/05/cultivo-do-camarao-marinho-atividade-socialmente-justa-ambientalmente-responsavel-e-economicamente-importante-de-forma-especial->

para-o-meio-rural-da-regiao-nordeste-2/. Acessado em: 23 de abril de 2020

Rodrigues E, *et al* (2021) The effect of global warming on the establishment of mangroves in coastal Louisiana during the Holocene. *Geomorphology* **381**:107648. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.107648>

Rogers KG, Goodbred SL, Mondal DR (2013) Monsoon sedimentation on the ‘abandoned’ tide-influenced Ganges–Brahmaputra delta plain. *Estuar Coast Shelf Sci* **131**:297–309. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.07.014>

Sahu BC, Adhikari S, Dey L (2013) Carbon, nitrogen and phosphorus budget in shrimp (*Penaeus monodon*) culture ponds in eastern India. *Aquac Int* **21**:453–466. <https://doi.org/10.1007/s10499-012-9573-x>

Sandilyan S., Kathiresan K (2012) Mangrove Conservation: A Global Perspective. *Biodiversity and Conservation* **21** (14): 3523–42. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0388-x>.

Silva Júnior JJ, Nicacio G, Rodrigues GG (2020) A carcinicultura nos manguezais do Nordeste brasileiro: problemáticas socioambientais nas comunidades tradicionais. *Rev Mov Sociais e Dinâmicas Espac* **9**:70. <https://doi.org/10.46802/rmsde.v9i2.245816>

Smith C.B., *et al* (2011) Holocene coastal vegetation changes at the mouth of the Amazon River. *Rev Palaeobot Palynol* **168**:21–30. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2011.09.008>

Soares D. C. E. (2019). Caracterização da pesca artesanal no município de Porto do Mangue, RN, Brasil (Colônia de Pescadores Z-17). *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, **11**:35. <https://doi.org/10.18817/repesca.v11i2.1627>

Song C., *et al* (2001) Classification and Change Detection Using Landsat TM Data. *Remote Sens Environ* **75**:230–244. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00169-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00169-3)

Souza Filho PWM (2005) Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Rev Bras Geofísica* **23**:427–435. <https://doi.org/10.1590/s0102-261x2005000400006>

Souza Filho PWM (2013) Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Rev Bras Geofísica* **53**:1689–1699

Teixeira S.G, Souza Filho P.W.M. (2009) Mapeamento de ambientes costeiros tropicais (Golfão Maranhense, Brasil) utilizando imagens de sensores remotos orbitais. *Rev Bras Geofísica* **27**:69–82. <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2009000500006>

Weckmüller R., Vicens R.S. (2015). Correção de distorções geométricas e radiométricas de imagens RapidEye para detecção de mudanças. 17º Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB. *Anais do 7º Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, p. 0858-865.

Winterwerp J.C., *et al*. (2020) Managing Erosion of Mangrove-Mud Coasts with Permeable Dams – Lessons Learned. *Ecological Engineering* **158**:106078. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106078>.

Worthington T., Spalding M. (2018). Mangrove restoration potential: a global map highlighting a critical opportunity. Apollo 1, University of Cambridge Repository. <https://doi.org/10.17863/CAM.39153>.

Yao Q., *et al* (2022) Mangrove expansion at poleward range limits in North and South America: Late-Holocene climate variability or anthropocene global warming? CATENA **216**:106413. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106413>

Yao Q., Liu K. (2017). Dynamics of marsh-mangrove ecotone since the mid-Holocene: A palynological study of mangrove encroachment and sea level rise in the Shark River Estuary, Florida. Plos One **12**:e0173670. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173670>.