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

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 663

OS EFEITOS DOS MANGUEZAIS E DAS INTERVENÇÕES HUMANAS NA DINÂMICA SEDIMENTAR DAS PRAIAS DE SALINÓPOLIS, PA

Dissertação apresentada por:

JULIAN DAVID PEREZ MARTINEZ
Orientador: Prof. Dr. Marcelo Cancela Lisboa Cohen (UFPA)

BELÉM - PARÁ
2025

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

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 663

OS EFEITOS DOS MANGUEZAIS E DAS INTERVENÇÕES HUMANAS NA DINÂMICA SEDIMENTAR DAS PRAIAS DE SALINÓPOLIS, PA

Dissertação apresentada por:

JULIAN DAVID PEREZ MARTINEZ
Orientador: Prof. Dr. Marcelo Cancela Lisboa Cohen (UFPA)

BELÉM - PARÁ
2025

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)

P438e Pérez Martínez, Julián David.
Os efeitos dos manguezais e das intervenções humanas na dinâmica sedimentar das praias de SalinópoliS, PA / Julián David Pérez Martínez. — 2025.
xiv, 62 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, 2025.

1. Erosão costeira. 2. Sensoriamento remoto. 3. Manguezal. 4. Balanço sedimentar. I. Título.

CDD 551.372

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

OS EFEITOS DOS MANGUEZAIS E DAS INTERVENÇÕES HUMANAS NA DINÂMICA SEDIMENTAR DAS PRAIAS DE SALINÓPOLIS, PA

Dissertação apresentada por

JULIAN DAVID PEREZ MARTINEZ

Como requisito parcial à obtenção de Grau de Mestre em Ciências na Área de GEOLOGIA e Linha de Pesquisa GEOLOGIA MARINHA E COSTEIRA.

Data de Aprovação: 07 / 03 / 2025

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Marcelo Cohen
(Orientador – UFPA)

Prof. Dr. Nils Edvin Asp Neto
(Membro – UFPA)

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

Dedico este trabalho aos meus amados pais e irmãos, por todo o carinho e apoio incondicional.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por todas as bençãos e por ter me dado forças para continuar diante de cada obstáculo surgido.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de aperfeiçoamento de Pessoal de Nível superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Marcelo Cohen, por ter contribuído com meu processo de aprendizagem, compartilhado seus conhecimentos acadêmicos, pela oportunidade, confiança e apoio durante a realização deste trabalho.

Agradeço a Universidade Federal do Pará, ao Instituto de Geociências e ao Programa de Pós-graduação em Geologia e Geoquímica (PPGG) pela oportunidade de aprofundar mais ainda meus estudos e pelo apoio dos professores. Aos colegas do Laboratório de Dinâmica Costeira LADIC, Sergio e Catalina.

Aos meus familiares: meu pai, Andrés Pérez, e minha mãe, Maribel Martínez, pelo apoio incondicional e por sempre terem palavras de incentivo; aos meus irmãos, Lorena e Felipe, por todo o apoio em minha vida; à minha avó Maria Dolores pelo apoio incondicional, à minha avó Sildana, tias, tios e demais familiares, pelo suporte durante este processo.

Aos meus amigos Silvia Merchan, Sergio Molano e Monica por todo suporte, apoio. assim como aos meus amigos em Brasil Laura, Brenda, Fernando, Catalina, Ana, Marcial, Emanuel, Otavio e Marlene, por fazer da minha passagem pelo Brasil uma excelente experiência.

Aos amigos do PPGG que fiz durante o mestrado Matheus e Maria Eduarda, agradeço pelos bons momentos compartilhados.

A todos que contribuíram de maneira direta e/ou indiretamente para a elaboração e conclusão deste trabalho.

RESUMO

Salinópolis, na costa do Pará, tornou-se um importante polo turístico, expandindo sua infraestrutura ao longo da zona costeira. Esta zona é considerada sensível à elevação do nível do mar. Portanto, identificar as áreas mais vulneráveis à erosão costeira é extremamente importante, principalmente devido ao crescimento das zonas urbanas costeiras que podem interferir no balanço sedimentar, intensificando os processos erosivos. Este trabalho de mestrado tem como objetivo identificar os efeitos dos manguezais e da expansão urbana costeira no balanço sedimentar ao longo das praias de Salinópolis. Este estudo foi realizado por meio de uma análise espaço-temporal baseada em dados de satélite (2003 – 2023) e drones (2019-2024). Os dados revelaram que a zona urbana expandiu (627 ha), enquanto a área de manguezal oscilou, com uma tendência de aumento de 3630 para 3889 ha entre 2003 e 2023. Foi identificada erosão ao longo das praias, principalmente na Praia do Farol Velho (erosão = 432.625 m³, sedimentação = 217.259 m³). A Praia do Atalaia (erosão = 115.415 m³, sedimentação = 462.630 m³) e as praias do Maçarico/Corvina (erosão = 640.389,21 m³, sedimentação = 801.670,61 m³) apresentaram uma tendência de acúmulo de sedimentos. A erosão tem ocorrido predominantemente na faixa inferior da zona de intermaré, enquanto a sedimentação tem ocorrido na supramaré e na faixa superior da zona de intermaré. Esse processo pode estar sedo acentuado pelas residências principalmente do Farol Velho e Praia do Atalaia que estão localizadas atualmente nas zonas de intermaré e supramaré em frente aos manguezais. Os muros construídos para proteger essas residências da ação das ondas e correntes têm funcionado também como um anteparo para reter sedimentos na transição intermaré superior/supramaré. Em grande parte da Praia do Farol Velho, sem esses muros, houve erosão na zona de intermaré, com recuo na linha de costa em torno de 100 m entre 2009 e 2023. No entanto, as praias de Maçarico/Corvina possuem manguezais em frente à infraestrutura urbana, com acúmulo de sedimentos predominantemente na zona de supramaré e na parte superior da zona de intermaré. As intervenções humanas nessas praias não impactaram a dinâmica sedimentar até 2023. Esta praia apresenta um bom exemplo de como os projetos de infraestrutura costeira devem ser planejados, usando os manguezais como proteção contra a ação de ondas e correntes. Entretanto, a construção de passarelas de acesso à praia em 2024 alterou o fluxo hidrodinâmico de um canal de maré, represando as águas das marés e desenvolvendo zonas de intermaré lamosas com salinidades da água intersticial próximas de 70 ‰. Esse processo já matou aproximadamente 7 ha de manguezal. Esses dados fornecem conhecimentos valiosos para orientar investimentos públicos e privados mais

eficientes, evitando construções em áreas de alto risco ou que prejudiquem os manguezais, oferecendo informações cruciais sobre a erosão costeira e seus impactos na infraestrutura urbana das praias de Salinópolis, principalmente diante da elevação no nível do mar.

Palavras-chave: erosão costeira; sensoriamento remoto; manguezal; balanço sedimentar.

ABSTRACT

Salinópolis, on the coast of Pará, has become an important tourist hub, expanding its infrastructure along the coastal zone. This area is considered sensitive to sea-level rise. Therefore, identifying the area most vulnerable to coastal erosion is extremely important, especially due to the growth of coastal urban areas, which can interfere with sediment balance, intensifying erosion processes. This master's thesis aims to identify the effects of mangroves and coastal urban expansion on sediment balance along the beaches of Salinópolis. This study was carried out through a spatio-temporal analysis based on satellite (2003 – 2023) and drone data (2019-2024). The data revealed that the urban area expanded (627 ha), while the mangrove area fluctuated, increasing from 3630 ha to 3889 ha between 2003 and 2023. Erosion was identified along the beaches, particularly at Praia do Farol Velho (erosion = 432,625 m^3, sedimentation = 217,259 m^3). Praia do Atalaia (erosion = 115,415 m^3, sedimentation = 462,630 m^3) and the Maçarico/Corvina beaches (erosion = 640,389 m^3, sedimentation = 801,670 m^3) showed a trend of sediment accumulation. Erosion has predominantly occurred in the lower intertidal zone, while sedimentation has occurred in the supratidal zone and the upper intertidal zone. Residences, particularly in Farol Velho, may accentuate this process and Praia do Atalaia, which are currently located in the intertidal and supratidal zones in front of the mangroves. The walls built to protect these residences from waves and current action have also functioned as a barrier to retain sediments at the upper intertidal/supratidal transition. In much of Praia do Farol Velho, without these walls, there has been erosion in the intertidal zone, with a retreat of the coastline by about 100 meters between 2009 and 2023. However, the Maçarico/Corvina beaches have mangroves in front of the urban infrastructure, with sediment accumulation predominantly in the supratidal zone and the upper part of the intertidal zone. Human interventions on these beaches have not impacted the sedimentary dynamics until 2023. This beach provides a good example of how coastal infrastructure projects should be planned, using mangroves as protection against the action of waves and currents. However, the construction of beach access walkways in 2024 altered the hydrodynamic flow of a tidal channel, trapping tidal waters and creating muddy intertidal zones with porewater salinities close to 70 ‰. This process has already killed approximately 7 ha of mangrove. These data provide valuable insights to guide more efficient public and private investments, avoiding construction in high-risk areas or those that harm the mangroves,

offering crucial information about coastal erosion and its impacts on urban infrastructure in the beaches of Salinópolis, especially in the face of sea-level rise.

Keywords: coastal erosion; remote sensing; mangrove; sediment balance.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização da área de estudo. 4
Figura 2 – Localização da área de estudo na bacia Bragança-Vizeu, modificado de Mohriak (2003) 6
Figura 3 –Mapa Geológico regional 7
Figura 4 –Estagio Morfodinamico das praias, A) Estagio dissipativo; B) Estagio Intermediario I; C) Estagio Intermediario II; D) Estagio Intermediario III; E) Estagio Intermediario IV e F) Estagio reflectivo. Tomado de (Wrieht & Short 1984) 12
Figura 5 – Resumo metodológico 18
Figura 6 – Methodology flowchart. 27
Figura 7 – Study area: a) Location of the study area in South America; (b) Location of the study area in Para; (c) Study area with image classification in 2019 29
Figure 8 – Mangrove area between 2004 and 2023 based on Landsat and Quickbird images 34
Figure 9 – Dynamics of Urban Expansion through the year 35
Figure 10 – Spatiotemporal analysis a) Year 2003 satellite Landsat (b) Year 2009 satellite Landsat; (c) Year 2014 satellite Landsat; (d) Year 2023 satellite Landsat; (e) Year 2009 obtained through Google Earth Pro; (e) Year 2019 obtained through Google Earth Pro. 36
Figura 11 – Mangrove areas lost between 2019 and 2023, and urban areas increased between 2019 and 2023 in Atalaia Beach, and topographic profiles were obtained by drone in 2019 and 2023. 37
Figura 12 – Mangrove areas lost between 2019 and 2023, and urban areas increased between 2019 and 2023 in Farol Velho Beach and topographic profiles 38
Figura 13 – The shoreline changed Farol Velho Beach between 2009 and 2023. 39
Figura 14 – Mangrove areas lost between 2019 and 2023, and urban areas increased between 2019 and 2023 in Corvina and Maçarico Beach and topographic profiles 40
Figura 15 – Drone image obtained in October 2024 revealing degraded mangroves behind Maçarico beach due to the construction of footbridges linking urban area behind the mangroves with the beach in front of the mangroves. 40
Figura 16 – Rainfall in Salinopolis and Belem with the climatic events Niño and Niña phenomena in the last 20 years and mangrove area in Salinopolis. 43
Figura 17 – Sedimentary Balance Maçarico and Corvina Beaches 45

Figura 18 – Sand accumulation along the walls; b) sand accumulation along the walls and stairs of the Atalaia beach; c) erosion of the base of walls and foundations of houses; and d) swimming pool destroyed by erosion along the Farol Velho beach. 47
Figura 18 – Sedimentary Balance Atalaia and Farol Velho Beaches.....47

LISTA DE SIGLAS

GEE – Google Earth Engine

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística IH - Índice de umidade

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia INPE – Instituto Nacional de Pesquisas]

MCID – Ministério das cidades.

PA - Pará

RGB – Red, Green, Blue

SGB – Serviço Geológico do Brasil-CPRM

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA iv

AGRADECIMENTOS v

RESUMO vi

ABSTRACT viii

LISTA DE ILUSTRAÇÕES x

LISTA DE SIGLAS xii

1 INTRODUÇÃO 1

1.1 ÁREA DE ESTUDO 3

2 OBJETIVOS 5

2.1 OBJETIVO GERAL 5

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 5

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 6

3.1 CONTEXTO GEOLOGICO 6

3.1.1 Bacia Sedimentar 6

3.1.2 Geologia 7

3.1.3 Geomorfologia 8

3.2 ESTUÁRIOS 8

3.3 BALANCO SEDIMENTAR 10

3.4 PRAIAS 10

3.4.1 Praias Macromare 10

3.4.2 Morfodinâmica de Praias 11

3.4.3 Transporte Litorâneo e Distribuição Sedimentar 13

3.4.4 Praias em Salinopolis 14

3.5 GESTAO DO RISCOS EM SALINOPOLIS 15

4 MÉTODOS E MATERIAIS 18

4.1 AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE SATELITE 18

4.2 AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE DRONE 19

4.3 NUEVEM DE PONTOS 3D 20

4.4 MODELOS DIGITAIS 21

5 RESULTADOS 23

5.1 CHALLENGES AND STRATEGIES FOR COASTAL HAZARD MANAGEMENT IN SALINÓPOLIS 23

5.1.1 Abstract 23

5.1.2 Introduction 24

5.1.3 Materials and Methods 26

5.1.4 Results 34

5.1.5 Discussion 41

5.1.6 Conclusions 52

REFERÊNCIAS 54

1 INTRODUÇÃO

As regiões costeiras proporcionam benefícios econômicos significativos para a sociedade, incluindo turismo, comércio, transporte e aquicultura (Small 2003). O aumento dos riscos causados pelas mudanças climáticas pode afetar negativamente esses benefícios. Um dos efeitos do aumento do nível do mar é a erosão costeira, que afeta as praias em todo o mundo (Bird 1993, Rudorff & Bonetti 2010). A linha costeira reflete o equilíbrio entre o acúmulo de sedimentos e a erosão causados pela interação de processos naturais em diferentes escalas espaciais e temporais (Rudorff & Bonetti 2010). A erosão costeira global resultou na perda de aproximadamente 14.000 km² de terras ocupadas por áreas urbanas e ecossistemas entre 1984 e 2015 (Mentaschi *et al*. 2018). A erosão costeira, as inundações causadas pelas marés e a perda de praias estão afetando regiões como o sul da Califórnia (Griggs & Patsch 2019), Annapolis Maryland (Hino *et al.* 2019), Miami (Leatherman 2018) e Holanda, entre outros (Griggs & Reguero 2021). Globalmente, a erosão costeira excede a acreção em todos os continentes (Magoon *et al*. 2000, Nyandwi 2002, Hsu *et al*. 2007. Yuhi 2008. Escudero *et al*. 2014, Del Río *et al.* 2015). No Brasil, foi registrado um recuo significativo da costa em regiões como rio grande do Norte, Rio de Janeiro, e outros, enquanto no espírito santo tem recuo e acreção na linha de costa (Muehe 2010, Mentaschi *et al.* 2018. Teixeira *et al*. 2021, Leisner *et al*. 2023).

O aumento dos riscos costeiros e a urbanização acelerada nas áreas costeiras exigem medidas urgentes de adaptação (Griggs *et al.* 2021). A zona costeira do estado do Pará pode ser descrita como um sistema ameaçado por processos naturais, principalmente inundações e erosão, que podem levar à perda de terras, danos graves à propriedade e degradação de ecossistemas (Szlafsztein & Sterr 2007). Na costa norte do Brasil, as mudanças na descarga fluvial e as flutuações do nível do mar foram as principais forças que impulsionaram a dinâmica dos manguezais no Pleistoceno tardio e no Holoceno (Cohen *et al*. 2009). A transição mangue/planícies herbáceas é altamente suscetível às mudanças no regime de inundação das marés (Cohen & Lara 2003). Em todo o mundo, as mudanças na cobertura dos manguezais ocorrem proporcionalmente às mudanças no nível relativo do mar e no clima (Alongi 2015).

Os manguezais migraram para superfícies mais altas, anteriormente cobertas por vegetação herbácea devido ao aumento relativo do nível do mar, enquanto as planícies de maré mais baixas com manguezais tendem a ser erodidas ou cobertas por sedimentos de areia, asfixiando essa vegetação (Cohen & Lara 2003). Além disso, essas florestas foram ameaçadas pela expansão urbana na costa (Semeniuk 1994, Field 1995, Gilman *et al*. 2008, Cohen *et al*. 2012, Medeiros *et al*. 2014). A construção antropogênica em florestas de mangue pode alterar a dinâmica hidrológica da floresta e levar à sua degradação (Cardenas *et al*. 2022). A erosão e a poluição do solo também podem impedir a recolonização do manguezal (Maiti & Chowdhury 2013).

Salinópolis se tornou um destino de férias popular, causando uma expansão urbana de aproximadamente 20% de 2010 a 2022 (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatistica - IBGE 2024). Nas áreas costeiras de Salinópolis, onde ocorre expansão urbana desordenada, foram registradas atividades relacionadas a lazer, transporte e comércio (Ranieri & El Robrini 2015). A erosão costeira, exacerbada por eventos climáticos extremos, leva à deterioração da infraestrutura essencial, incluindo estradas, pontes e edifícios residenciais. Do ponto de vista econômico, ela afeta diretamente o turismo, uma das principais fontes de renda da região (Souza & Andrade 2024).

Há poucas informações sobre os processos que levam à intensa erosão na costa de Salinópolis, onde ocorre intenso crescimento urbano e desmatamento de manguezais (Serrão 2023). Os dados de sensoriamento remoto fornecem informações complementares para avaliar a dinâmica dos manguezais e os fatores responsáveis por sua erosão costeira durante as últimas décadas. A avaliação do balanço de sedimentos das praias de Salinópolis - PA, bem como sua interação com a expansão urbana e os manguezais, é essencial para propor medidas de adaptação. Ela foi obtida por meio de uma análise espaço-temporal baseada na integração de imagens Quickbird, imagens Landsat (2003-2023) e modelos digitais de elevação baseados em fotogrametria de drones obtidos entre outubro de 2019 e setembro de 2023 e validados por levantamento topográfico in situ. Este estudo quantificou a erosão e a sedimentação ao longo das praias de Salinópolis e discutiu o papel das intervenções humanas na estabilização do litoral. Os resultados contribuirão para uma melhor compreensão dos efeitos das intervenções humanas e dos impactos recentes do aumento do nível do mar ao longo da costa, fornecendo referências úteis para pesquisas ecológicas em toda a costa amazônica e modelos que avaliam a eficiência

das estratégias de proteção costeira. Além disso, essas descobertas ajudarão a informar as políticas voltadas para a conservação e o gerenciamento sustentável das áreas costeiras.

1.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na região nordeste do estado do Pará, Brasil, no município de Salinópolis, um dos destinos de férias mais frequentados (Santos *et al.* 2021). Salinópolis possui aproximadamente 54 km de litoral, clima quente e úmido, e uma precipitação anual média entre as mais altas do mundo, chegando a 3.300 mm (Braga *et al*. 2019a). A população é de 44.772 habitantes (IBGE 2022.) A estratigrafia das praias corresponde à Formação Pirabas, seguida pela Formação Barreiras, ambas visíveis nas falésias regionais, com depósitos Pós-Barreiras e Quaternários recentes nas camadas superiores (Aguilera *et al.* 2020). As planícies de maré de Salinópolis se estendem ao longo dos canais Urindeua, Sampaio e Arapepó, com uma abundante presença de florestas de manguezal. As praias de Maçarico, Corvina, Farol Velho e Atalaia também caracterizam a paisagem local (Braga *et al.* 2019b)

As praias de Salinópolis se destacam por suas diversas unidades fisiográficas: Corvina apresenta dunas frontais e é influenciada tanto por condições estuarinas quanto oceânicas; Maçarico, contígua à Corvina, exibe um estado morfodinâmico mais estuarino devido à proximidade com o rio Sampaio; Farol Velho, com afloramentos rochosos e construções próximas às áreas de manguezal moderado, apresenta tanto influência estuarina quanto forte influência oceânica; enquanto Atalaia, na extremidade leste, é coberta por dunas e vegetação de restinga, com influência estuarina moderada e forte influência oceânica local (Ranieri & El-Robrini 2016).

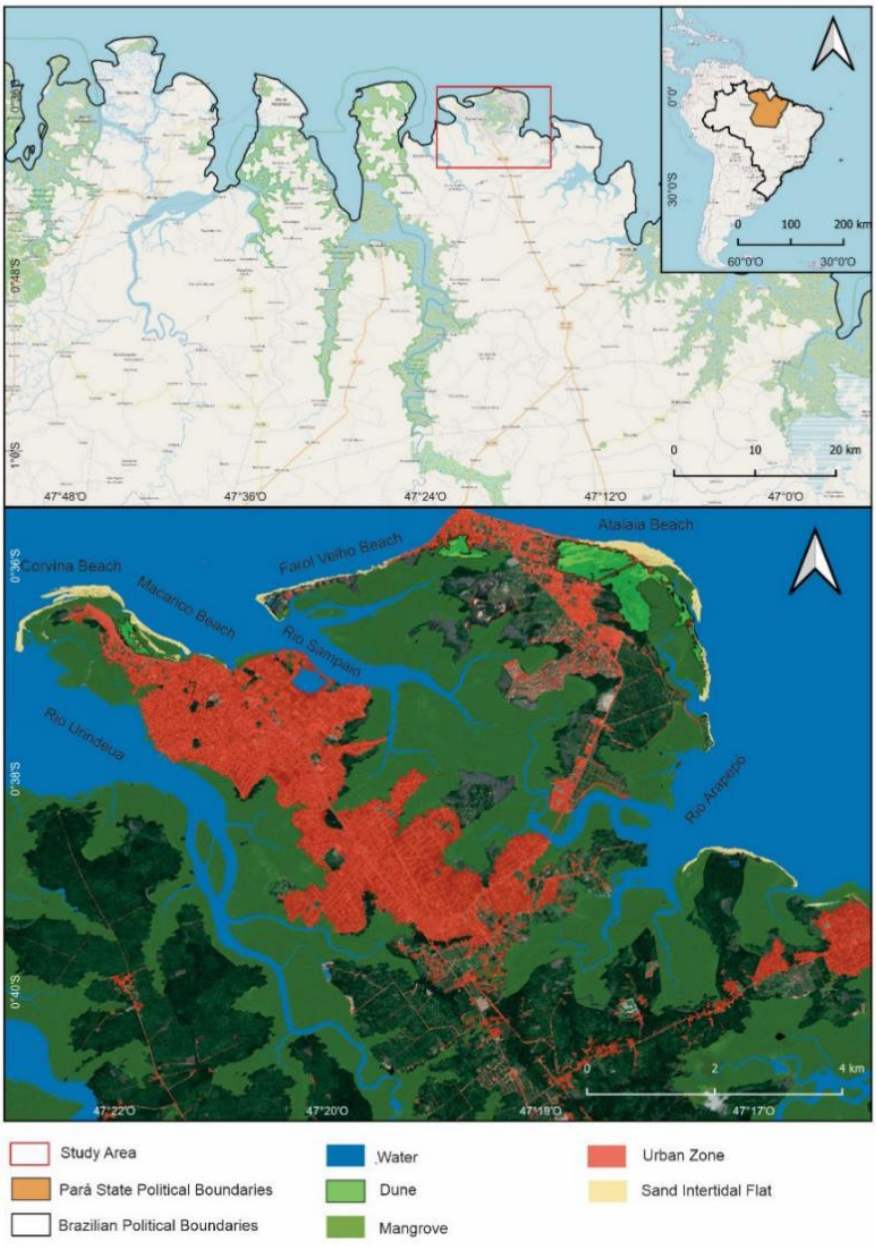

Figura 1 – Localização da área de estudo.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o balanço sedimentar nas praias de Salinópolis - PA e a sua interação com a expansão urbana e os manguezais.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar as mudanças na urbanização (2003-2023), morfologia e vegetação da costa de Salinópolis por meio de imagens de satélite.
- Analisar tridimensionalmente a dinâmica das praias de Salinópolis para obter seus balanços sedimentares entre outubro de 2019 e setembro de 2023, através de dados planialtimétricos.
- Avaliar os fatores que podem estar intensificando ou atenuando os processos erosivos.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 CONTEXTO GEOLOGICO

3.1.1 Bacia Sedimentar

A área de estudo está localizada na bacia de Bragança-Viseu (Figura 2), que é um sistema de rifte (semi-grábens e grábens) situado na margem equatorial brasileira, próximo à costa dos estados do Pará e Maranhão (Mohriak 2003). No quadro cinza se evidencia a localização de Salinópolis.

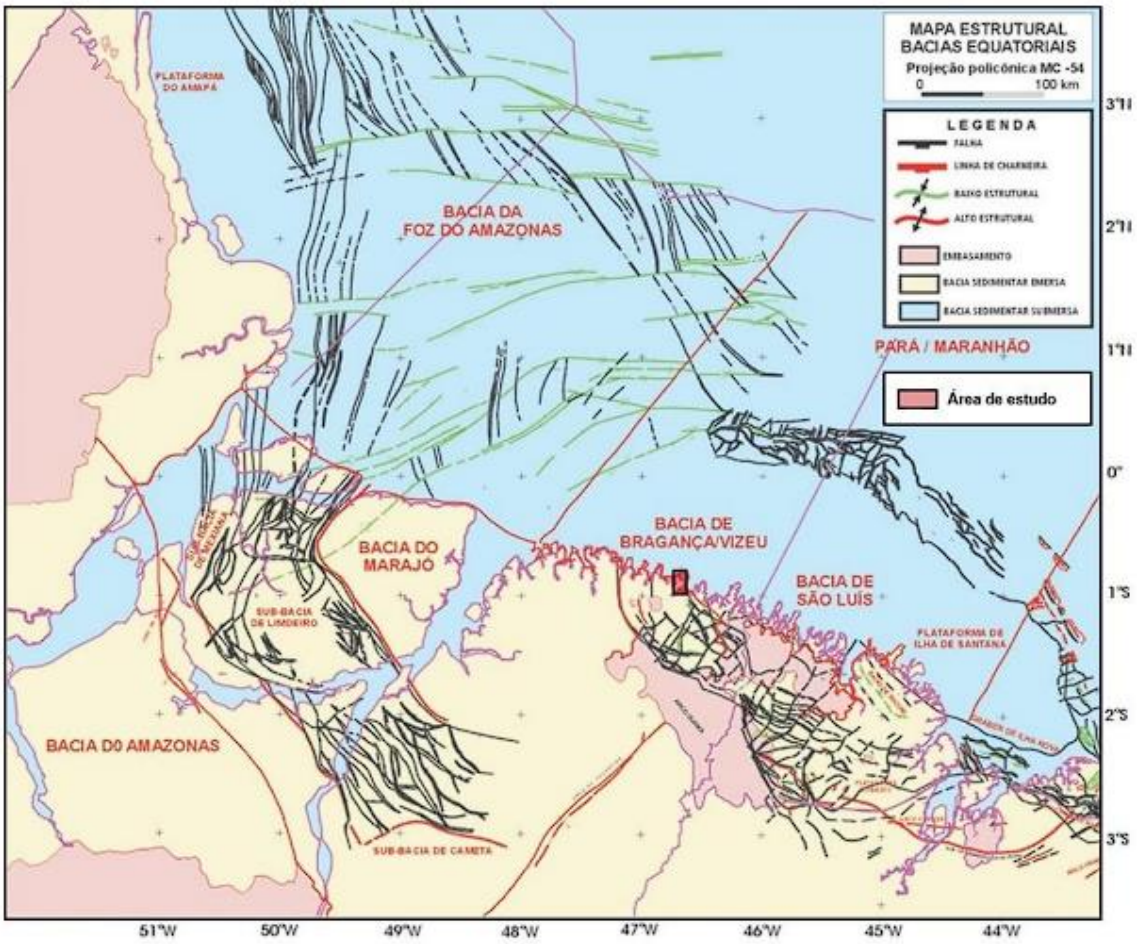

Figura 2 – Localização da área de estudo na bacia Bragança-Vizeu, modificado de Mohriak (2003).

3.1.2 Geologia

No município de Salinópolis se encontram as seguintes unidades geológicas:

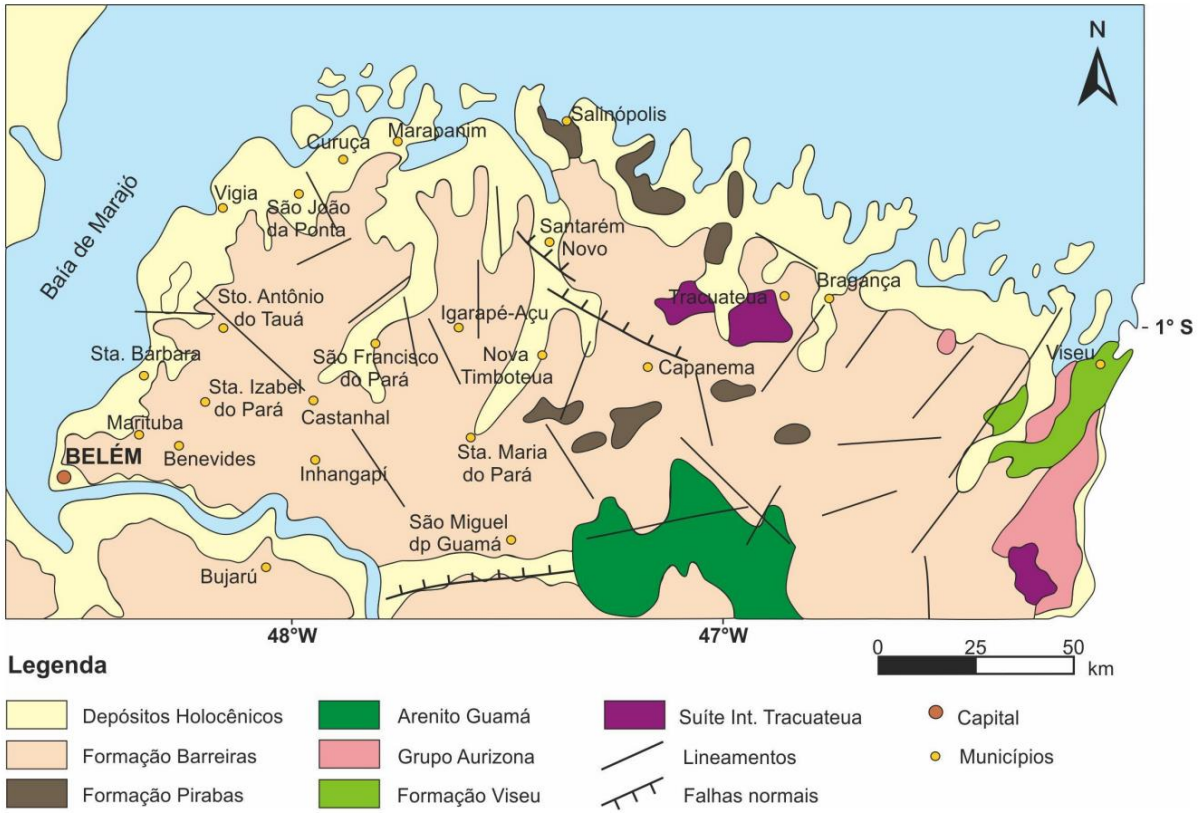

Figura 3 –Mapa Geológico regional, compilado e adaptado de Vasquez *et al*. (2008) e Collyer *et al*. (2003) (Jorge 2017).

Depósitos Litorâneos (N4li)

Nesta unidade, são agrupados depósitos sedimentares de praias, dunas costeiras, manguezais e pântanos salinos que formam a planície costeira do Nordeste do Estado do Pará, dominada por um regime de macro marés. Geralmente, os depósitos são predominantemente arenosos quando associados a praias e dunas, e predominantemente pelíticos, com grande contribuição de matéria orgânica, quando relacionados a manguezais e pântanos salinos. (Vasquez & Rosa-Costa 2008)

Grupo Barreiras (ENb)

O Grupo Barreiras é uma sucessão de estratos relacionados geneticamente, compreendendo as unidades litoestratigráficas Formação Pirabas (Oligo-miocenica), a Formação Barreiras e Pós-Barreiras (Rossetti 2006). A sedimentação desta sequência inicia no Oligoceno com a deposição da Plataforma Bragantina sendo a Formação Pirabas gerada em um ambiente transicional a marino raso, posterior a Formação Barreiras forma-se em sistemas de

vales estuarinos encaixados em zonas de falhas, influenciados pela desembocadura do rio Amazonas Cratônico (Vasquez & Rosa-Costa 2008, Nogueira *et al.* 2021).

Segundo Rosetti (2006) os depósitos são organizados em três sucessões estratigráficas: A unidade 1 é composta por arenitos e argilitos de ambientes litorâneos influenciados por correntes de maré, a unidade 2 contém depósitos carbonáticos plataformas. Em Salinópolis, há vários registros de avanços e recuos do nível do mar, denunciados por superposição gradativa de depósitos litorâneos sobre plataformas rasas. E a unidade 3, com ambiente dominante de canal de maré, mostra uma tendência continental no empilhamento estratigráfico.

3.1.3 Geomorfologia

Segundo (Ranieri & El-Robrini 2015), no domínio geomorfológico da Planície Costeira, encontram-se sedimentos holocênicos nas praias, dunas recentes, planície arenosa com vegetação de restinga e planície lamosa. Além disso, há outras subunidades morfológicas como paleodunas, sistema de lagos, barras arenosas e deltas de maré. Destacam-se as dunas frontais com e sem vegetação de restinga nos Setores Oeste (praias da Corvina e do Maçarico) e Leste (praia do Atalaia).

3.2 ZONA COSTEIRA

A zona costeira do estado do Pará pode ser descrita como um sistema ameaçado por processos naturais, principalmente inundações e erosão, que podem levar à perda de terras, danos graves à propriedade e degradação dos ecossistemas (Szlafsztein & Sterr 2007) Na costa norte do Brasil, a descarga fluvial e as mudanças no nível do mar têm sido as principais forças que impulsionam a dinâmica dos manguezais no Pleistoceno Superior e no Holoceno (Cohen *et al*. 2005) A transição manguezal/herbácea é altamente suscetível a mudanças no regime de inundação das marés(Cohen & Lara 2003) Em todo o mundo, as mudanças na cobertura de manguezais ocorrem proporcionalmente às mudanças no nível relativo do mar e no clima (Alongi 2015). Com o aumento relativo do nível do mar, os manguezais migram para uma topografia mais alta, induzindo a migração de areia em direção à terra, cobrindo lodaçais e, portanto, tendendo a causar degradação dos manguezais ao longo das planícies de maré baixa (Cohen & Lara 2003). A construção antrópica em manguezais pode alterar a dinâmica hidrológica da floresta e levar à sua degradação (Cardenas *et al*. 2022). Além disso, a erosão e a poluição do solo podem impedir a recolonização dos manguezais (Maiti & Chowdhury 2013).

Os manguezais ocorrem em zonas intertidais tropicais e subtropicais(Tomlinson 2016), sob a influência de condições ambientais extremas, como alta salinidade e substratos lamacentos de óxido (Kathiresan & Bingham 2001). As regiões costeiras proporcionam enormes benefícios econômicos, como turismo, comércio, portos, transporte e aquicultura (Small 2003), com manguezais contribuindo para proteger as zonas costeiras de desastres naturais (Lee *et al*. 2014). No entanto, eles são ameaçados pelo aumento do nível do mar e pela expansão urbana na costa (Gilman *et al*. 2008, Field 1995, Cohen *et al*. 2012, Semeniuk 1994, Medeiros *et al*. 2014).

Em 2020, a área global de manguezais foi estimada em 14,8 milhões de hectares, sendo 14% ocorrendo na América do Sul (FAO 2023). O Litoral Norte do Brasil possui uma das mais extensas e contínuas áreas de manguezais da Terra (Cohen *et al*. 2018). Eles cobrem uma área de 7500 quilômetros quadrados (Nascimento *et al*. 2013), os manguezais macro da Amazônia representam 4,2% dos manguezais do mundo, as perdas globais de manguezais foram de 1,04% ao ano entre 1980 e 2000 (FAO 2007) e 0,39% ao ano entre 2000 e 2014, o Brasil experimentou uma perda de cobertura de manguezal de 930 km2 (Hamilton & Casey 2016). A principal razão para a perda de manguezais em todo o mundo entre 1996 e 2010 foi a transformação dos manguezais em áreas de aquicultura ou agricultura (Thomas *et al.* 2017). A área global de manguezais diminuiu nas últimas duas décadas devido ao desmatamento e à conversão para outros usos da terra (Goldberg *et al*. 2020).

3.3 ESTUÁRIOS

Os estuários modernos e os vales incisos são áreas importantes para a deposição de sedimentos, sendo significativos para o uso da terra e a exploração de hidrocarbonetos. Esses ambientes são complexos, pois combinam a criação de espaço deposicional pela erosão fluvial e seu posterior preenchimento por deposição fluvial, estuarina e marinha. Geologicamente, os estuários são definidos como transgressivos, pois recebem sedimentos de fontes fluviais e marinhas. Eles ocupam a parte voltada para o mar de um vale submerso, contêm fácies influenciadas por marés, ondas e processos fluviais, e se estendem do limite terrestre das fácies de maré até o limite marítimo das fácies costeiras (Boyd *et al*. 2011).

Esses ambientes apresentam uma estrutura tripartida, com uma porção externa dominada pelo mar, uma zona central de baixa energia e uma parte interna dominada pelo rio. A organização das fácies dentro dos estuários é influenciada pela interação entre processos marinhos (ondas e marés) e fluviais. Em estuários dominados por ondas, observa-se uma

setorização clara: corpo de areia marinha, bacia central lamacenta e delta de cabeça de baía. Em estuários dominados por maré, o corpo de areia inclui bancos de areia e planícies de areia, uma zona de meandros estreitos e uma porção interna com um canal único (Dalrymple *et al*. 1992).

3.4 BALANCO SEDIMENTAR

Os padrões resultantes da erosão e deposição podem ser avaliados com base no princípio do equilíbrio sedimentar. Esse equilíbrio refere-se ao balanço entre os sedimentos que entram e saem de uma região costeira. Se o balanço for positivo (ou seja, mais sedimentos entram na área do que saem), haverá deposição, promovendo o acúmulo de sedimentos. Por outro lado, um balanço negativo (quando mais sedimentos saem do que entram) resultará em erosão, levando à perda de material sedimentar da região (Guerreiro 2021).

3.5 PRAIAS

As praias podem ser caracterizadas como depósitos de materiais inconsolidados formados na interface entre a terra e o mar, sujeitos à ação de agentes como ondas, correntes, marés e ventos (Suguio 1992). O sistema praial é subdividido em quatro zonas principais (Komar 1998).

- **Pós-praia:** Localiza-se acima do limite máximo da maré alta de sizígia. Seu limite mais interno em direção ao continente, é definido pela presença de uma feição fisiográfica, como uma falésia, duna, terraço ou vegetação permanente.
- **Face de praia:** É a faixa sujeita à ação direta de ondas e marés, situada entre o limite mínimo de atuação das ondas durante a maré baixa e o nível máximo da maré alta de sizígia.
- **Ante-praia:** Corresponde à região onde as ondas mobilizam o sedimento de fundo, incluindo as zonas hidrodinâmicas de surf e arrebentação. Seu limite interno é determinado pela última quebra das ondas na face de praia, e o limite externo, pela profundidade máxima onde as ondas ainda conseguem afetar o fundo marinho.
- **Costa-afora:** Refere-se à zona situada além do alcance de atuação das ondas sobre o fundo marinho.

3.5.1 Praias Macro maré

As praias ocorrem em todas as latitudes, climas, amplitudes de marés e tipos de costas (Short 1999). A extensão e as características das praias arenosas dependem da altura e do

período das ondas, do tamanho dos grãos de areia, da forma da praia e da variação das marés, sendo esta última o principal fator no transporte de sedimentos em praias de macro marés (amplitude >4 m) (Ranieri 2014).

Braga (2007) destacou que, em praias de macro marés, a variação sazonal pode resultar na perda de areia para o mar durante a estação chuvosa, devido ao aumento do volume de água em estuários e canais e à maior energia das ondas. Isso gera a formação de barras arenosas afastadas da costa.

3.5.2 Morfodinâmica de Praias

Wright & Short (1984) com base em observações em praias de austrália, elaboram uma classificação morfodinamica para as praias, foram identificados seis estágios para diferentes configurações da praia. Porém estes estágios não são fixos para uma determinada praia. Depende, por exemplo da ocorrência de tempestades;

Dissipativo: Regimes de alta energia de onda, com ondas na zona de arrebentação com alturas em tono de 2 a 3 m. A zona de surde e muito desenvolvida e nesta zona as ondas dissipam a sua energia em forma de vagalhões. Geralmente presentam uma inclinação suave e granulometria fina. Ocorrem bancos retilíneos

Intermediária I: O relevo do banco torna-se mais acentuado e a inclinação da face da praia e um pouco maior que no estágio dissipativo. Devido a maior altura do banco, as ondas passam a quebrar sobre ela. A praia continua reta e começa a aparecer moderadas correntes de retorno.

Intermediária II: Este estágio e caracterizado por bancos e praias rítmicas. Os bancos são crescentes e ocorrem acompanhados por cúspides de larga escala ao longo da costa.

Intermediário III: Este estágio e marcado pela presença de correntes de retorno e bancos transversos. Os bancos são soldados a costa e as calhas, geralmente obliquas, são ocupadas por correntes de retorno muito desenvolvidas.

Intermediário IV: Neste estágio as ondas tendem a se refletir, quebrando muito próximo a face da praia. Geralmente apresenta cúspides e pode ocorrer uma berma bem desenvolvida com condições de energia muito baixa. A praia e frequentemente composta por sedimentos grossos, apresenta pequena largura e alta declividade da face de praia

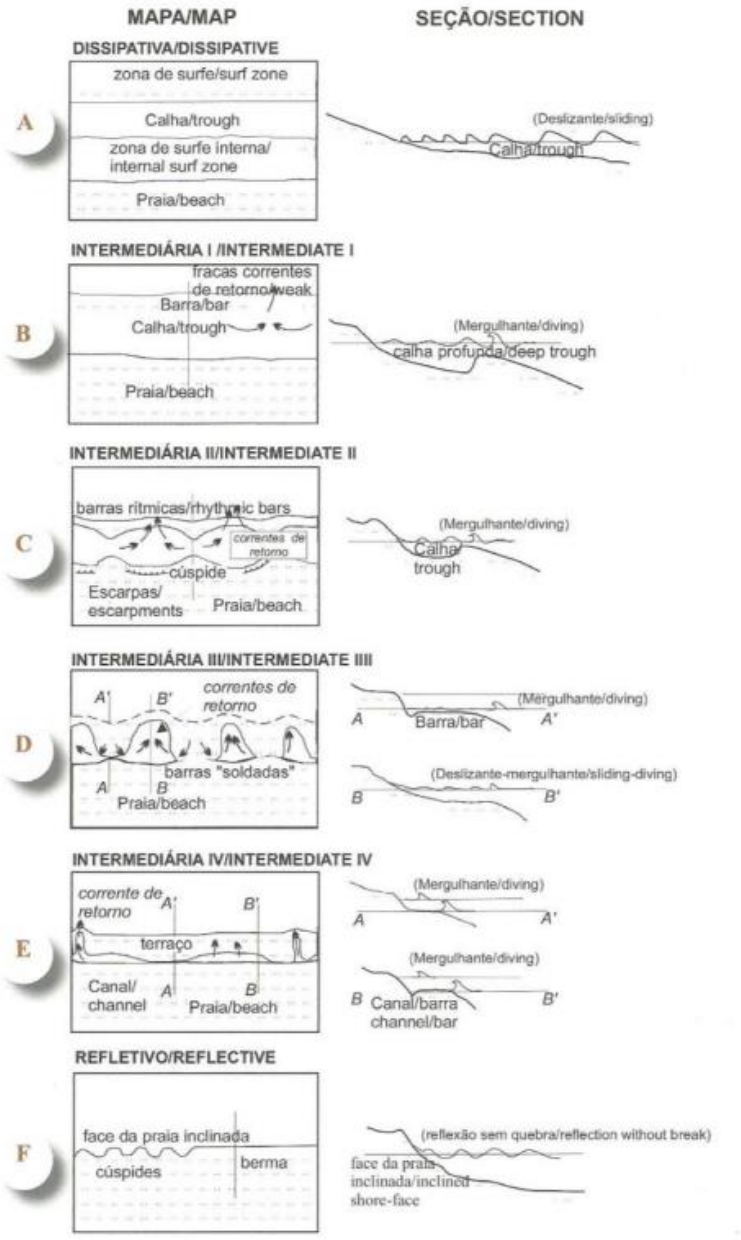

Figura 4 –Estágio Morfodinamico das praias, A) Estagio dissipativo; B) Estagio Intermediario I; C) Estagio Intermediario II; D) Estagio Intermediario III; E) Estagio Intermediario IV e F) Estagio refletivo (Tomado de Wrieht & Short 1984)

3.5.3 Transporte Litorâneo e Distribuição Sedimentar

A distribuição da energia das ondas ao longo da costa é o principal fator responsável pelo transporte de sedimentos litorâneos e pelos processos erosivos e de acumulação (Griggs & Trenhaile 1995). Quando as ondas entram em águas da plataforma, a uma profundidade de lâmina de água correspondente a metade de seu comprimento de onda, elas passam a interagir com o fundo e começam a ser transformadas sob a influência das feições de fundo (Munk & Traylor 1947). A porção da onda que viaja em águas mais profundas move mais rapidamente que a parte de onda que viaja em águas mais superficiais, o que resulta no encurvamento das cistas das ondas, buscando os contornos do fundo (Goldsmith 1989).

A interação entre fluido em movimento e um fundo móvel induz pressões de cisalhamento no leito que podem resultar no arrastamento e subsequente transporte de sedimentos (Kamphuis 2010). O transporte de sedimentos é responsável pelo processo de transposição (by passing) na praia que é desencadeado pela persistência da direção das ondas incidentes. O transporte de sedimentos de uma área em erosão para uma área em acreção em praias de baixa declividade pode resultar numa barra arenosa interna contínua, que atravessa a costa de uma área para outra, migrando e soldando-se com a praia a sotamar (Guerreiro 2021).

Os processos de transporte sedimentar em ambientes litorâneos são divididos em três tipos principais: eólico, longitudinal e transversal. O transporte eólico redistribui os sedimentos depositados na praia pela ação do vento, que é suficientemente competente para movimentar partículas de tamanho areia quando atinge velocidades superiores a aproximadamente 6 m/s (Fryberger & Dean 1979)

Contudo, a prevalência dos processos eólicos é influenciada por diversos fatores locais, como o clima regional de ventos, tamanho das partículas, teor de umidade, agentes de coesão, morfologia da praia e rugosidade superficial. Assim o transporte eólico de areia resulta de uma interação complexa entre fatores que limitam a disponibilidade do sedimento (como umidade, agentes de ligação e crostas superficiais) e fatores que dificultam o transporte (como vegetação, depósitos de grãos grossos e detritos orgânicos), restringindo a capacidade do vento de mobilizar e transportar os sedimentos (Walker 2020).

Por outro lado, no transporte que ocorre na zona de arrebentação, de surf e de espraiamento, predominam os processos longitudinais e transversais (Ranieri 2014). Segundo Fontoura *et al*. (2004) , com base na região, os movimentos dividem-se entre a zona de arrebentação e a de

espraiamento. Quanto à direção, o transporte transversal envolve deslocamentos perpendiculares ao perfil praial, adaptando sua morfologia à hidrodinâmica predominante. Já o transporte longitudinal, conhecido como deriva litorânea, é gerado por correntes induzidas pelas ondas e representa a soma da deriva praial e litorânea (Suguio 1992).

3.5.4 Praias em Salinopolis

Ranieri & El-Robrini (2016), com base na análise das condições oceanográficas por métodos instrumentais e observacionais, propuseram a definição de quatro categorias de praias na costa oceânica de Salinópolis.

- Primeira categoria: praia adjacente ao rio e ao delta de vazante, com estado morfodinâmico de banco e calha longitudinais (Ω: 4,7 a 5,5), altura de ondas abaixo de 0,5 m e correntes moderadas (em média superiores a 0,3 m/s), devido à sua localização com forte influência estuarina. Praia representativa: Maçarico.

- Segunda categoria: praia com elevada influência estuarina e oceânica, apresentando um estado morfodinâmico que varia entre banco e calha longitudinal (Ω: 4,7 a 5,5) e dissipativo (Ω > 5,5), dependendo da época do ano; altura das ondas abaixo de 0,7 m e correntes fracas (em média inferiores a 0,3 m/s). Praia representativa: Corvina.

- Terceira categoria: praia com influência estuarina moderada e alta influência oceânica, em estado morfodinâmico dissipativo (Ω > 5,5), com altura das ondas abaixo de 0,9 m e correntes moderadas (em média superiores a 0,3 m/s). Praia representativa: Farol Velho.

- Quarta categoria: praia com influência estuarina moderada e alta influência oceânica, também em estado morfodinâmico dissipativo (Ω > 5,5), com altura das ondas abaixo de 1,20 m e correntes fortes (em médias superiores a 0,4 m/s). Praia representativa: Atalaia.

3.6 GESTAO DO RISCOS EM SALINOPOLIS

O Serviço Geológico do Brasil-CPRM identificou 3 zonas de risco em Salinópolis (SGB 2016), descritas da seguinte maneira:[1]

- **Setorização de Risco:** SALINÓPOLIS

  Local Bairro João Paulo II

  Tipologia Geral Inundação

  Observações Número de moradias estimado em imagem de satélite de 2009

  Grau de Vulnerabilidade Alto

  Grau de Risco Alto

  Órgão Executor Serviço Geológico do Brasil

  Descrição Área de mangue localizada na planície de maré do Rio Urindeua, atingida pelas grandes marés dos meses de março e abril que provocam inundação da área.

  Sugestão Intervenção Remoção temporária dos moradores que se encontram nas áreas de risco durante o período de chuvas; Proibição e fiscalização para não ocupação do mangue; Manutenção da drenagem urbana; Instalação de sistema de alerta

  Data de Setorização 5/16/2016 9:00 p. m.

  Quantidade de Edificações 250

  Quantidade de Pessoas 1.000

- **Local** Bairros Guarani e Prainha

  Tipologia Geral 1 Inundação

  Observações Número de moradias estimado em imagem de satélite de 2009

  Grau de Vulnerabilidade Alto

  Grau de Risco Alto

  Órgão Executor Serviço Geológico do Brasil

[1] Disponível em: https://geoportal.sgb.gov.br/desastres/. Acesso em: Novembro 2024

Descrição Área de mangue localizada na planície de maré do Rio Urindeua, atingida pelas grandes marés dos meses de março e abril que provocam inundação da área.

Sugestão Intervenção Remoção temporária dos moradores que se encontram nas áreas de risco durante o período de chuvas; Proibição e fiscalização para não ocupação do mangue; Manutenção da drenagem urbana; Instalação de sistema de alerta.

Data de Setorização 5/16/2016 9:00 p. m.

Quantidade de Edificações 325

Quantidade de Pessoas 1.300

- **Local** Praias do Farol e Ataláia

  Tipologia Geral 1 Erosão

  Tipologia Específica 1 Erosão costeira/marinha

  Observações Número de moradias estimado em imagem de satélite de 2009.

  Grau de Vulnerabilidade Médio

  Grau de Risco Alto

  Órgão Executor Serviço Geológico do Brasil

  Descrição Exposição do local aos efeitos de ondas, marés e correntes marinhas que afetam residências, muros de conteção e estruturas públicas.

  Sugestão Intervenção Remoção temporária dos moradores durante a maré alta, proibição de construção de moradias ou estabelecimentos comerciais em locais próximos à praia ou a falésia fluvial/encosta e não remover a areia das praias.

  Data de Setorização 5/16/2016 9:00 p. m.

  Quantidade de Edificações 18

  Quantidade de Pessoas 72

É importante mencionar que esses riscos e quantidades foram estimados com uma imagem de satélite do ano de 2009 (ministério de minas e energia, 2016). É relevante destacar que Salinópolis aumentou seu número de habitantes, portanto, as condições mencionadas mudaram, o que pode fazer com que o risco seja diferente, afetando mais pessoas ou incluindo mais zonas de riscos.

A seguir estão listados alguns conceitos importantes sobre o tema, cujas definições são apresentadas por (Brasil. IPT 2007) no livro intitulado “Mapeamento de Risco em Encostas e Margens de Rios”, do Ministério das Cidades.

- **Risco1:** Relação entre a possibilidade de ocorrência de um dado processo ou fenômeno, e a magnitude de danos ou consequência sociais e/ou econômicas sobre um dado elemento, grupo ou comunidade. Quanto maior a vulnerabilidade maior o risco;

- **Vulnerabilidade:** Grau de perda para um dado elemento, grupo ou comunidade dentro de uma determinada área passível de ser afetada por um fenômeno ou processo.
- **Suscetibilidade:** Indica a potencialidade de ocorrência de processos naturais e induzidos em uma dada área, expressando-se segundo classes de probabilidade de ocorrência.
- **Inundação3:** Processo de extravasamento das águas do canal de drenagem para as áreas marginais (planície de inundação, várzea ou leito maior do rio) quando a enchente atinge cota acima do nível da calha principal do rio.
- **Alagamento:** Acúmulo momentâneo de águas em uma dada área decorrente de deficiência do sistema de drenagem;

4 MÉTODOS E MATERIAIS

A Figura 5 abaixo apresenta o resumo de toda a metodologia deste trabalho e as seções posteriores detalham cada procedimento adotado.

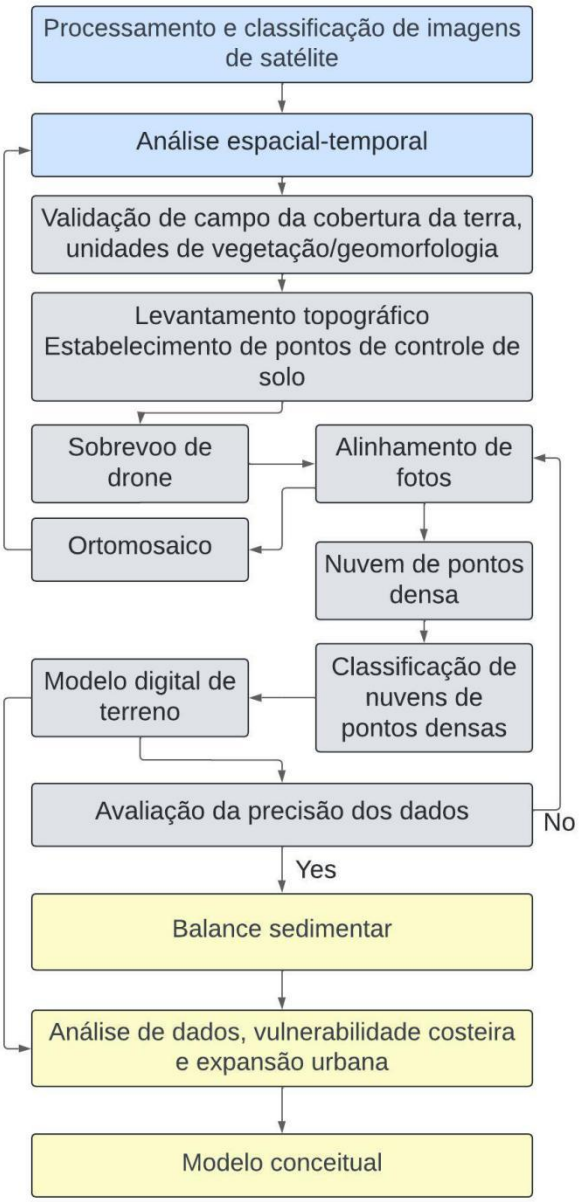

Figura 5 – Resumo metodológico

4.1 AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE SATÉLITE

As imagens de satélite foram utilizadas para o mapeamento das unidades de vegetação, e da zona urbana, assim como para verificar as mudanças na morfologia costeira. As imagens do LandSat foram adquiridas a travas de Google Earth Engine, tendo em conta que as imagens

baixadas foram corrigidas neste programa. As imagens do satélite Quick Bird com uma maior resolução, foram adquiridas do Google Earth Pro.

Imagens Satelitais foram interpretadas usando uma composição de cor natural com o propósito de definir com maior precisão os limites das unidades de vegetação e das construções. Para garantir uma cobertura mínima de nuvens, foi necessário adquirir essas imagens durante a estação seca. É importante ressaltar que as imagens ópticas precisaram passar por correções geométricas e radiometrias (Cardenas *et al*. 2022).

4.2 AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE IMAGENS DE DRONE

Modelos digitais de elevação foram criados a partir de dados planialtimétricos obtidos por um Drone Phantom 4 previamente calibrado. Este possui uma câmera digital FC 330 4K/12MP com uma resolução de solo de 2,6 cm/pixel a 100 m de altura, posicionada em um gimbal de movimento compensador e calibrada com o *software* DJI Assistant 2. Essas imagens foram processadas no programa Agisoft Metashape, que realiza um processamento fotogramétrico de alta precisão para gerar dados espaciais 3D e ortomosaicos.

Os locais de decolagem e aterrissagem foram mantidos para um único ponto para garantir que o drone operasse em uma altitude constante. Os levantamentos foram realizados de forma autônoma, com um ângulo de câmera de 90°, 75% de sobreposição frontal e 75% de sobreposição lateral, a uma altitude de 100 m. O planejamento da missão foi realizado com o software DJI GoPro, onde foram estabelecidos pontos de referência aéreos. O drone foi configurado para tirar uma foto a cada 2 segundos enquanto voava a uma velocidade de aproximadamente 30 km/h. Antes dos voos, a unidade de medição inercial (IMU) e a bússola foram calibradas. A pesquisa com drone priorizou as praias durante a maré baixa.

O Agisoft Metashape aplicou a técnica de estrutura a partir do movimento para gerar nuvens de pontos a partir de fotos de drones, sobrepondo imagens de vários pontos de vista com base nos princípios básicos da fotogrametria estereoscópica (Kovanič *et al*. 2024). Esse método permite a construção de relações espaciais em 3D entre pontos de características comuns. Em seguida, as nuvens de pontos foram geradas e otimizadas usando a versão 2.1.1 do Agisoft Metashape Professional. Durante essa fase, foram gerados aproximadamente 2,5 milhões de pontos para as imagens de 2019 e outros 2,5 milhões para as imagens de 2023.

As nuvens de pontos foram filtradas com base em quatro critérios estatísticos estabelecidos pelo Agisoft Metashape para eliminar o ruído: 1) Erro de reprojeção, que

geralmente indica baixa precisão na localização das projeções correspondentes; 2) Incerteza de reconstrução; 3) Contagem de imagens, que se refere ao número de imagens nas quais o ponto foi medido. O Metashape reconstrói todos os pontos visíveis em pelo menos duas fotos; entretanto, os pontos visíveis em apenas duas fotos provavelmente serão menos precisos. A filtragem de contagem de imagens ajuda a remover esses pontos não confiáveis da nuvem; e 4) Precisão da projeção, que indica a escala média da imagem usada para medir as coordenadas das projeções do ponto de amarração. Esse critério nos permite filtrar os pontos cujas projeções foram localizadas com menos precisão devido ao seu maior tamanho (Agisoft 2018).

4.3 NUVEM DE PONTOS 3D

As imagens capturadas por drones em 2019 e 2023 foram classificadas para avaliar as mudanças na cobertura da terra em Salinópolis e avaliar o balanço de sedimentos em suas praias. Essa análise compara as características espaciais e a dinâmica da área durante esse período. Após a aplicação de análises estatísticas para selecionar os melhores pontos de amarração, foi gerada uma nuvem de pontos densos de alta resolução para cada praia usando o Agisoft Metashape. Cada densa nuvem de pontos foi então validada com precisão usando pontos de controle no solo.

A densa nuvem de pontos de alta resolução foi classificada usando a ferramenta de consulta de dados vetoriais do Global Mapper 22.1.2. Essa ferramenta seleciona automaticamente um conjunto de pontos com base em consultas específicas, como faixas de intensidade nas bandas de comprimento de onda azul, verde e vermelha e valores de elevação. Essa consulta permitiu selecionar e classificar com precisão os pontos que representam áreas de mangue, praia e ocupação antropogênica. As classificações desses locais de amostragem foram confirmadas por meio de verificação de campo no local. Informações detalhadas sobre os métodos de análise estatística de dados geoespaciais utilizados pelo software Global Mapper podem ser encontradas no link indicado na nota de rodapé[2].

Foi criada uma densa nuvem de pontos a partir das imagens aéreas capturadas pelo drone. O software Agisoft PhotoScan permitiu ajustar os modelos 3D utilizando dados planimétricos e altimétricos obtidos pelo sistema GNSS (Cardenas *et al*. 2022). Os dados

[2] Disponível em: www.bluemarblegeo.com/knowledgebase/global-mapper-21-1/ Acesso em: setembro 2024

planialtimétricos para os pontos de controle no solo foram adquiridos por meio de um teodolito eletrônico. Os pontos de controle no solo foram usados para calibrar a nuvem de pontos gerada. As diferenças verticais (Zdif) entre os pontos de controle do teodolito e a nuvem de pontos densa 3D foram obtidas por meio de uma equação específica.

$$Zdif=Z3D-Zgrd \quad (1)$$

Equação 1 Cálculo das diferenças verticais dos pontos de verificação.

4.4 MODELOS DIGITAIS

A vegetação e as características geomorfológicas nas imagens de drone foram classificadas manualmente através de fotointerpretação utilizando diversas ferramentas no software Global Mapper versão 23. As imagens de drones permitiram identificar as diferentes coberturas. Porém as imagens de satélite foram classificadas através da metodologia GEOBIA no software Ecognition Developer 9.0

Uma técnica de classificação automatizada foi usada para obter um mapa da superfície terrestre. Primeiro, a nuvem de pontos foi dividida em células, e os pontos foram classificados como zonas urbanas, vegetação e planície de intermaré. Foi obtido um mapa da superfície topográfica completa, incluindo áreas com vegetação densa e sem vegetação.

As coordenadas da infraestrutura, como casas e rampas para barcos, foram usadas como linhas de referência estáveis para análise espaço-temporal. O limite inferior e superior da zona de intermaré foi usado como referência para avaliar a dinâmica da linha de costa. As medições de distância foram obtidas pelo software Global Mapper em imagens georreferenciadas de satélites e drone.

O volume de sedimentos nas zonas de intermaré e supramaré foi calculado dividindo a área em muitos pixels e avaliando a altura de cada um deles. O volume foi então calculado usando a Equação 2. No Global Mapper, os perfis de seção transversal da costa em uma rota específica podem ser gerados com base em conjuntos de dados planialtimétricos carregados. Uma sequência espacial e temporal desses perfis planialtimétricos nos permitiu identificar mudanças na morfologia da praia (Cohen *et al.* 2023)

Os volumes de sedimentos foram medidos de acordo com a grade de elevação gerada para cada levantamento com drones, em relação a uma linha de base, definida como o nível médio do mar (0 m). Os volumes de erosão e sedimentação foram calculados em uma área selecionada usando o software Global Mapper versão 23. Os cálculos volumétricos foram

realizados dividindo a área de interesse em pequenas seções retangulares dispostas em uma grade uniforme e, em seguida, somando os volumes dos retângulos 3D individuais (Equação 2) entre os modelos de terreno e a superfície de corte. Além disso, o Global Mapper gerou um perfil vertical ao longo de uma rota especificada usando conjuntos de dados planimétricos e altimétricos carregados (Johnson *et al.* 2020). Uma sequência espacial e temporal desses perfis ilustra a dinâmica tridimensional e a morfologia costeira (Yao *et al*. 2022). Oito perfis planialtimétricos, identificados pelas linhas vermelhas nas figuras, foram desenvolvidos para registrar as mudanças na morfologia costeira em uma sequência temporal.

$$\text{Volume} = \text{Height} * \text{Pixel size} \quad (2)$$

Equation 2 Calculation of sediment volume

5 RESULTADOS

Artigo a ser submetido à Remote Sensing.

5.1 CHALLENGES AND STRATEGIES FOR COASTAL HAZARD MANAGEMENT IN SALINÓPOLIS

Julian D.P. Martinez*; Marcelo C.L. Cohen; Sergio M.M. Cardenas

Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-graduação em Geologia e Geoquímica, Belém, PA, 66075-750, Brazil.

* Corresponding author's address: R. Augusto Corrêa, 01, Belém PA 66075-110, Brazil.

Phone: +57 3212171771

E-mail address: juliandperezm@hotmail.com

5.1.1 Abstract

Salinópolis, on the coast of Pará, has become an important tourist hub, expanding its infrastructure along the coastal zone. This area is considered sensitive to sea-level rise. Therefore, identifying the area most vulnerable to coastal erosion is extremely important, especially due to the growth of coastal urban areas, which can interfere with sediment balance, intensifying erosion processes. This work aims to identify the effects of mangroves and coastal urban expansion on sediment balance along the beaches of Salinópolis. This study was carried out through a spatio-temporal analysis based on satellite (2003 – 2023) and drone data (2019-2024). The data revealed that the urban area expanded (627 ha), while in the study region, the mangrove area fluctuated, increasing from 3630 ha to 3889 ha between 2003 and 2023. Erosion was identified along the beaches, particularly at Praia do Farol Velho (erosion = 432,625 m^3, sedimentation = 217,259 m^3). Praia do Atalaia (erosion = 115,415 m^3, sedimentation = 462,630 m^3) and the Maçarico/Corvina beaches (erosion = 640,389 m^3, sedimentation = 801,670 m^3) showed a trend of sediment accumulation. Erosion has predominantly occurred in the lower intertidal zone, while sedimentation has occurred in the supratidal zone and the upper intertidal zone. This process may be accentuated by residences, particularly in Farol Velho and Praia do Atalaia, which are currently located in the intertidal and supratidal zones in front of the mangroves. The walls built to protect these residences from waves and current action have also functioned as a barrier to retain sediments at the upper intertidal/supratidal transition. In much of Praia do Farol Velho, without these walls, there has been erosion in the intertidal zone, with

a retreat of the coastline by about 100 meters between 2009 and 2023. However, the Maçarico/Corvina beaches have mangroves in front of the urban infrastructure, with sediment accumulation predominantly in the supratidal zone and the upper part of the intertidal zone. Human interventions on these beaches have not impacted the sedimentary dynamics until 2023. This beach provides a good example of how coastal infrastructure projects should be planned, using mangroves as protection against the action of waves and currents. However, the construction of beach access walkways in 2024 altered the hydrodynamic flow of a tidal channel, trapping tidal waters and creating muddy intertidal zones with porewater salinities close to 70 ‰. This process has already killed approximately 7 ha of mangrove at Maçarico Beach. These data provide valuable insights to guide more efficient public and private investments, avoiding construction in high-risk areas or those that harm the mangroves, offering crucial information about coastal erosion and its impacts on urban infrastructure in the beaches of Salinópolis, especially in the face of sea-level rise.

Keywords: Coastal Erosion; remote sensing; Mangrove; Sediment balance; urban expansion.

5.1.2 Introduction

Coastal regions provide significant economic benefits to society, including tourism, commerce, ports, transportation, and aquaculture (Small 2003). The increasing severity of hazards caused by climate change can adversely affect these benefits. One of the effects of sea level rise is coastal erosion, which affects beaches worldwide (Bird 1993, Rudorff & Bonetti 2010). The coastline reflects the balance between sediment accumulation and erosion caused by the interaction of natural processes across different spatial and temporal scales (Rudorff & Bonetti 2010). Global coastal erosion resulted in the loss of approximately 14,000 km² of land occupied by urban areas and ecosystems between 1984 and 2015 (Mentaschi *et al*. 2018). Coastal erosion, tidal flooding, and beach loss are impacting regions such as Southern California (Griggs and Patsch 2019), Annapolis Maryland (Hino *et al*. 2019), Miami Beach (Leatherman 2018) and the Netherlands, among others (Griggs & Reguero 2021). Globally, coastal erosion exceeds accretion across all continents (Magoon *et al.* 2000, Nyandwi, 2002, Hsu *et al*. 2007, Yuhi 2008, Escudero *et al.* 2014, Del Río *et al*. 2015). In Brazil, significant coastal retreat has been recorded (Muehe 2010, Mentaschi *et al*. 2018, Teixeira *et al*. 2021, Leisner *et al*. 2023).

The increased coastal hazards and accelerated urbanization in coastal areas need urgent adaptation measures (Griggs & Reguero 2021). The coastal zone of the state of Pará can be described as a system threatened by natural processes, mainly flooding, and erosion, which can lead to loss of land, severe damage to property, and degradation of ecosystems (Szlafsztein & Sterr 2007). On the North Brazilian coast, changes in the fluvial discharge and sea level fluctuations have been the main forces driving mangrove dynamics in the Late Pleistocene and Holocene (Cohen *et al*. 2009). The mangrove/herbaceous transition is highly susceptible to changes in the tidal flooding regime (Cohen & Lara 2003). Worldwide, changes in mangrove cover occur proportionally to changes in relative sea level and climate (Alongi 2015). Mangroves have migrated to higher surfaces, previously covered by herbaceous vegetation due to relative sea-level rise, while the lower tidal flats with mangroves tend to be eroded or covered by sand sediments, asphyxiating this vegetation (Cohen & Lara 2003). In addition, these forests have been threatened by urban expansion on the coast (Semeniuk 1994, Field 1995, Gilman *et al*. 2008, Cohen et al. 2012, Medeiros *et al*. 2014). Anthropogenic construction in mangrove forests can alter the hydrological dynamics of the forest and lead to its degradation (Cardenas *et al.* 2022). Soil erosion and pollution may also prevent the mangrove recolonization (Maiti & Chowdhury 2013).

Salinópolis has become a popular vacation destination, causing urban sprawl of ~20% from 2010 to 2022 (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatistica – IBGE 2024). In the coastal areas of Salinópolis, where disordered urban expansion, activities related to leisure, transportation, and commerce have been recorded, while coastal erosion affects areas with high human intervention (Ranieri & El-Robrini 2015). This coastal erosion, exacerbated by extreme weather events, leads to the deterioration of critical infrastructure, including roads, bridges, and residential buildings. Economically, it directly affects tourism, one of the primary sources of income for the region (Souza & Andrade 2024).

There is little information about the processes leading to intense erosion on the coast of Salinópolis, where intense urban growth and mangrove deforestation occur (Serrão 2023). Remote sensing data provides complementary information for assessing the mangroves dynamics and the factors responsible for their coastal erosion during the last decades. Evaluating the sediment balance of the beaches in Salinópolis - PA, as well as its interaction with urban expansion and mangroves, is essential to propose adaptation measures. It can be obtained by a spatial-temporal analysis based on integrating Quickbird images, Landsat images (2003-2023), and digital elevation models based on drone photogrammetry obtained between

October 2019 and September 2023 and validated by in situ topographic survey. This study quantified erosion and sedimentation along the beaches of Salinópolis and discussed the role of human interventions in stabilizing the coastline. The results will contribute to a better understanding of the effects of human interventions and the recent impacts of sea-level rise along the coast, providing useful references for ecological research across the Amazon coast and models assessing the efficiency of coastal protection strategies. Additionally, these findings will help inform policies aimed at the conservation and sustainable management of coastal areas.

5.1.3 Materials and Methods

This study was based on a spatiotemporal analysis using Quick bird (2,4 m), Landsat (30 m) images, and planialtimetric drone data (ground resolution of 4 cm). The data was processed using the Agisoft Metashape and Global Mapper software, following the methodological sequence described by Cohen *et al*. (2021, 2023), which has three stages (Figure 6).

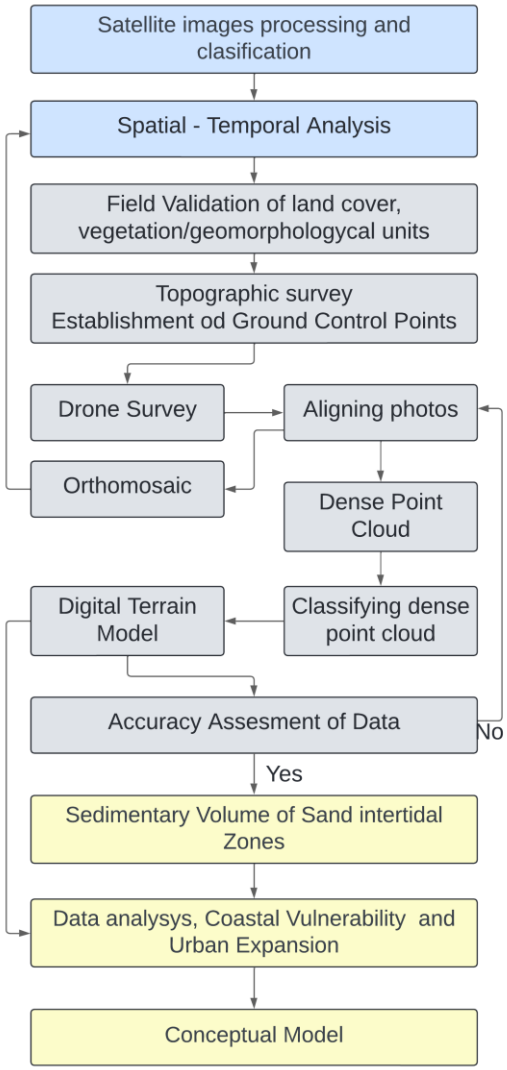

Figura 6 – Methodology flowchart.

5.1.3.1 Study Area

The study area is in the northeast of Pará State, Brazil, in Salinópolis city, one of the most important tourist towns of northern Brazil (Santos *et al.* 2021), with 44,772 people in 2022 (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatistica - IBGE 2024). It has approximately 54 km of coastline. The climate in northeastern Pará, where Salinópolis is located, is hot and humid, characterized by an equatorial Amazonian climate with a warm and humid climate and mean annual precipitation (3,300 mm/yr), among the world's highest (Braga *et al.* 2019a). Relative humidity in Salinópolis is high, with an annual average of around 70% to 90%, and the average temperature is around 27 °C (“Instituto Nacional de Meteorologia - INMET”). The region presents a bimodal precipitation pattern, with a rainier period from December to May and a less rainy period from June to November. In particular, the March to May quarter records the highest precipitation rates due to the influence of the Intertropical Convergence Zone (ITCZ), which

moves towards the southern hemisphere during these months (Fernandes De Albuquerque *et al*. 2010). In the northeast of Pará, semi-diurnal mesotidal and macro tidal tides occur (height > 2 m - > 4 m) (Pereira *et al*. 2012). Changes in wave action are critical to coastal change. Wave energy has increased due to global warming (Reguero *et al*. 2019). The Amazon coast, including Salinópolis, is environmentally vulnerable due to its physical characteristics, such as the large amplitude of semi-diurnal tides and the low slope of the terrain (Souza Filho 2005).

The sandy beach deposits occur over the Pirabas Formation followed by the Barreiras Formation, both visible in the regional cliffs, with post-Barreiras and recent Quaternary deposits in the upper layers (Aguilera *et al*. 2020). With abundant mangrove forests, the Salinópolis tidal flats extend along the Urindeua, Sampaio, and Arapepó channels. The beaches of Maçarico, Corvina, Farol Velho, and Atalaia are the most urbanized and used by tourists (Braga *et al.* 2019a).

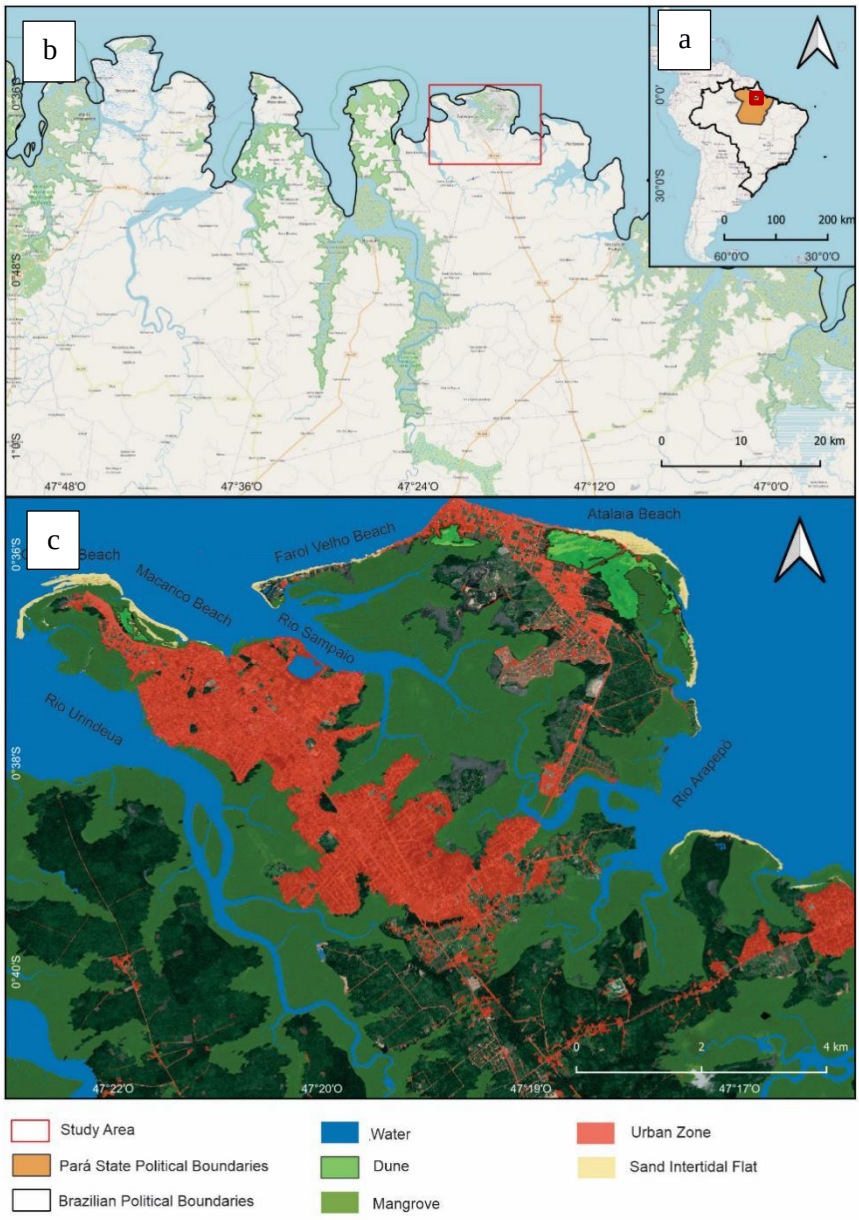

Figura 7 – Study area: a) Location of the study area in South America; (b) Location of the study area in Para; (c) Study area with image classification in 2019

Corvina Beach presents frontal dunes, while Maçarico, contiguous to Corvina, exhibits an estuarine morphodynamic due to its proximity to the Sampaio Channel, has a high estuarine and oceanic influence, with wave heights of less than 0.70 m and weak currents (less than 0.3 m/s) (Ranieri & El-Robrini 2016). Farol Velho presents outcrops of the Pirabas Formation and buildings in front of the mangrove. It has estuarine and marine influence with wave heights < 0.9 m, and moderate currents (on average greater than 0.3 m/s) (Ranieri & El-Robrini 2016). Atalaia Beach exhibits dunes covered by herbaceous vegetation, with moderate estuarine influence and strong oceanic influence, wave heights <1.2 m, and strong currents (on average greater than 0.4 m/s) (Ranieri & El-Robrini 2016). The beach segment of this sector (Atalaia)

extends for 5.7 km in a SE-NW orientation. Maçarico Beach, which connects to Corvina Beach, is bordered by cliffs to the southeast and dunes and sandbanks to the northeast (Ranieri & El Robrini 2015). This beach is the least exposed to the open sea among the four beaches studied due to its proximity to the mouth of the Sampaio Channel, with wave heights < 0.50 m and moderate currents (on average greater than 0.3 m/s) (Ranieri & El Robrini 2016).

5.1.3.2 Satellite image acquisition, processing and classification

Satellite images were used to identify vegetation, geomorphological units, and the urbanized area. Landsat images were acquired using Google Earth Engine, where the downloaded images were corrected within the platform. QuickBird satellite images with a ground resolution of 2.4 m were obtained using Google Earth Pro. The satellite images were interpreted using a natural color composition to define the boundaries of vegetation units and buildings. These images were acquired during the dry season to ensure minimal cloud cover and underwent geometric and radiometric corrections. The satellite images were then classified using the GEOBIA methodology in Ecognition Developer 9.0 software.

5.1.3.3 Acquisition and process of drone images

Planialtimetric data were obtained by a calibrated Phantom 4 drone Advanced. This drone has an FC 6310R digital 4K/20MP (RGB) camera with a ground resolution of 2.6 cm/pixel at 100, positioned on a compensating movement gimbal, and calibrated with DJI Assistant 2 software. In addition, the same starting point (takeoff and landing site) was maintained for each drone survey to ensure that the drone operated at a constant altitude. The surveys were conducted autonomously, with a 90° camera angle, 75% frontal overlap, and 75% lateral overlap, at an altitude of 100 m. Mission planning was performed using DJI GoPro software, where aerial reference waypoints were established. The drone was configured to take a picture every 2 seconds while flying at a speed of ~30 km/h. Before the flights, the inertial measurement unit (IMU) and compass were calibrated. The drone survey prioritized beaches during low tide.

These images were processed using Agisoft Metashape software, which performs high-precision photogrammetric processing to generate 3D spatial data and orthomosaics. Agisoft Metashape applies the structure from motion technique to generate point clouds from drone photos, overlapping images from various viewpoints based on the basic principles of stereoscopic photogrammetry (Kovanič *et al*. 2024). This method enables the construction of 3D spatial relationships between common feature points. Point clouds were then generated and

optimized using version 2.1.1 of Agisoft Metashape Professional. During this phase, approximately 2.5 million points were generated for the 2019 images and another 2.5 million for the 2023 images.

The point clouds were filtered based on four statistical criteria established by Agisoft Metashape to eliminate noise: 1) Reprojection error, which generally indicates poor accuracy in locating the corresponding projections; 2) Reconstruction uncertainty; 3) Image count, which refers to the number of images in which the tie point was measured. Metashape reconstructs all visible points in at least two photos; however, points visible in only two photos are likely to be less accurate. Image count filtering helps remove these unreliable points from the cloud; and 4) Projection accuracy, which indicates the average image scale used to measure the coordinates of the tie-point projections. This criterion allows us to filter out points whose projections were less accurately located due to their larger size (Agisoft 2018).

5.1.3.4 Dense Point Cloud Classification and Analysis.

The images captured by drones in 2019 and 2023 were classified to evaluate land cover changes in Salinópolis and assess the sediment balance on its beaches. This analysis compares the spatial characteristics and dynamics of the area over that period. After statistical analyses were applied to select the best tie points, a high-resolution dense point cloud was generated for each beach using Agisoft Metashape. Each dense point cloud was then precisely validated using ground control points.

The high-resolution dense point cloud was classified using the vector data query tool in Global Mapper 22.1.2. This tool enables the automatic selection of a point set based on specific queries, such as intensity ranges within the blue, green, and red wavelength bands and elevation values. This query allowed for accurately selecting and classifying points representing mangrove, beach, and anthropogenic occupation areas. The classifications of these sampling sites were confirmed through on-site field verification. Detailed information on the geospatial data statistical analysis methods used by Global Mapper software can be found at www.bluemarblegeo.com/knowledgebase/global-mapper-21-1/.

5.1.3.5 Ground Control Points

The planialtimetric data for the ground control points will be acquired using an electronic theodolite. The ground control points will be used to calibrate the point cloud generated. A specific equation will obtain the vertical differences (Zdif) between the theodolite control points

and the dense 3D point cloud. The points representing the beach surface were used to obtain a digital terrain model (DTM), representing the substrate surface without the vegetation cover. A digital surface model (DSM) representing the natural (trees and herbs) and built (houses and streets) features were also produced (Jun Xu 2015).

$$Zdif=Z3D-Zgrd \quad (1)$$

Equation 1 Calculation of the vertical differences between the checkpoints

Zdif = the vertical differences, Z3D = the Z value of the 3D dense point cloud, and Zgrd = the Z value of the Ground Control Point.

The vertical difference (Zdif) was calculated as the difference between the Z value of the 3D dense point cloud (ZDEM) and the Z value of the Ground Control Points (Zgrd). The results showed that Zdif values were lower than 40 cm, indicating a vertical margin of error of ±40 cm for the 3D models. Horizontal differences (latitude and longitude) were below 0.2 m. The discrepancies between the latitude/longitude values obtained from the Trimble Catalyst GNSS receiver at the GCPs and those from drone surveys are attributed to the lower accuracy of the drone's GPS compared to the Catalyst GNSS receiver. However, drone-based aerial photogrammetry demonstrated high vertical accuracy. The final digital terrain model (DTM) was adjusted using the planimetric values of the GCPs. Based on the Xdif, Ydif, and Zdif values, the error margin for volume calculations using drone data was estimated at ±0.016 m^3.

5.1.3.6 Accuracy

The coordinates of infrastructure, such as houses and boat ramps, were used as stable reference lines for spatiotemporal analysis. The upper limit of the intertidal zone, identified by the wet-dry line in the images, was used as a reference to assess shoreline dynamics. Distance measurements were obtained using Global Mapper version 18 on georeferenced satellite and drone images. Considering the 2.44 m ground pixel resolution of QuickBird images, an error margin of approximately 2.5 m was estimated.

The thematic maps, derived from visual interpretation of medium- and high-resolution datasets, were validated through an accuracy assessment. We opted for point sampling to avoid the challenges and uncertainties associated with polygon sampling, such as the lack of high-resolution reference data and difficulties in defining polygon boundaries. This method provides area-based accuracy by evaluating the classification through a confusion matrix. To define the

point samples, we used the “AcATaMa” extension of QGIS to generate approximately 480 randomly stratified points, where each class has points proportional to their relative area in the images. Global accuracy, user accuracy, and producer accuracy, as well as assignment disagreement (AD) and quantity disagreement (QD) were calculated using the confusion matrix (Pontius & Millones 2011).

5.1.3.7 Digital Models.

An automated classification technique was used to obtain a land surface map. First, the point cloud was divided into cells, and the points were classified as urban zones or vegetation and sand intertidal flat. A map of the complete topographic surface was obtained, including areas with dense vegetation and without vegetation.

Coordinates of infrastructure, such as houses and boat ramps, were used as stable reference lines for spatial-temporal analysis. The upper limit of the intertidal zone, evidenced by a wet-dry line in the images, was used as a reference to evaluate the shoreline dynamics. Distance measurements were obtained by Global Mapper software on georeferenced satellite and drone images.

The sediment volume in the intertidal and supratidal zones was calculated by dividing the area into many pixels and evaluating the height of each one. The volume will then be calculated using Equation 2. In Global Mapper, cross-sectional coast profiles on a specific route can be generated based on uploaded planialtimetric datasets. A spatial and temporal sequence of these planialtimetric profiles allowed us to identify changes in the morphology of the barrier beach (Cohen *et al.* 2023)

Sediment volumes were measured according to the elevation grid generated for each drone survey, relative to a baseline, defined as mean sea level (0 m). Erosion and sedimentation volumes were calculated within a selected area using Global Mapper version 23 software. Volumetric calculations were performed by dividing the area of interest into small rectangular sections arranged in a uniform grid and then summing the volumes of the individual 3D rectangles (Equation 2) between the terrain models and the cut surface. Additionally, Global Mapper generated a vertical profile along a specified route using loaded planimetric and altimetric datasets (Johnson *et al.* 2020). A spatial and temporal sequence of these profiles illustrates the three-dimensional dynamics and coastal morphology (Yao *et al*. 2022). Eight

planialtimetric profiles, identified by the red lines in the figures, were developed to record the coastal morphology changes in a temporal sequence.

$$\text{Volume} = \text{Height} * \text{Pixel size} \quad (2)$$

Equation 2 Calculation of sediment volume

5.1.4 Results

5.1.4.1 Mangrove dynamics

Spatial-temporal analysis based on Landsat images (30 m ground resolution) revealed fluctuations in the mangrove area, with an increasing trend from 3,630.2 ha in 2003 to 3,889.7 ha in 2023. This increased trend (270 ha) was more accentuated between 2003 and 2009. Subsequently, a decrease of 207.2 ha was recorded between 2009 and 2014, followed by an increase of 196.3 ha until 2023. Quickbird images (2.4 m) also recorded this decreased trend between 2009 and 2017. This pattern of increasing mangrove extent is particularly noticeable in the northern region of Maçarico Beach. The muddy sediment deposition in this area seems to contribute to the observed increase, suggesting a sediment accumulation process favoring mangrove expansion. In addition, the highest sector of tidal flats has been occupied by mangroves, which has also recorded urban expansion.

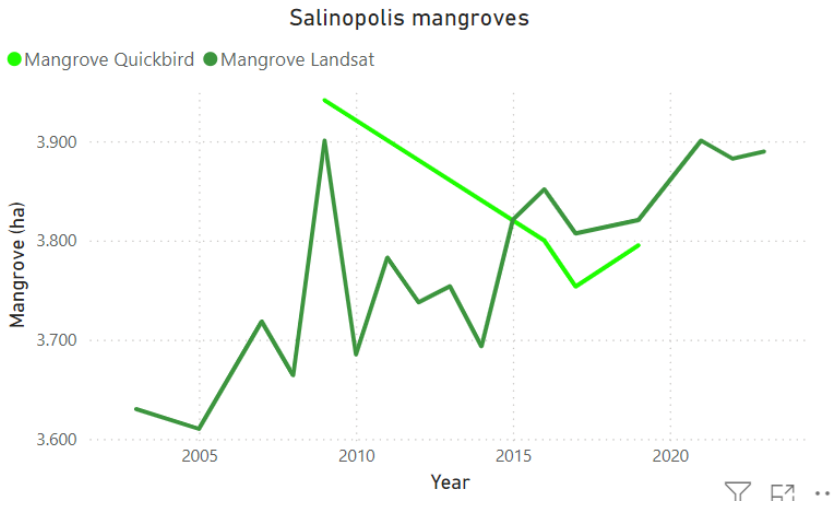

Figure 8 – Mangrove area between 2004 and 2023 based on Landsat and Quickbird images.

5.1.4.2 Urban expansion

The analysis of high and medium-resolution satellite images reveals a notable increase in the extension of the urban area in Salinópolis between 2003 and 2023. The data indicate that the urban area has grown from 903 ha in 2003 to 1530 ha in 2023, representing an increase of 69.4%. This urban growth has been concentrated especially in areas close to the coast and extends into mangrove forests and dunes.

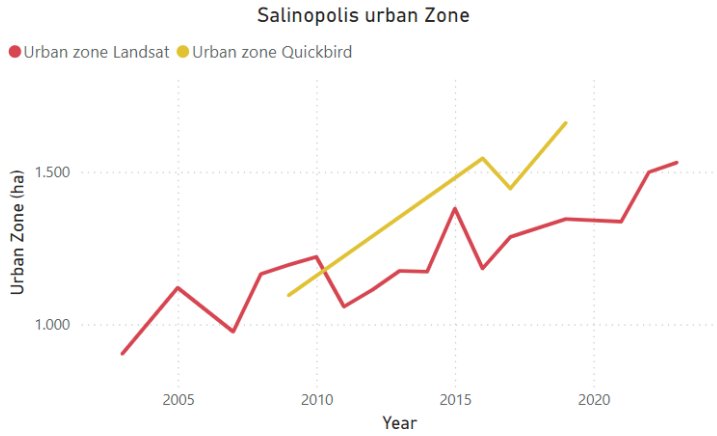

Figure 9 – Dynamics of Urban Expansion through the year

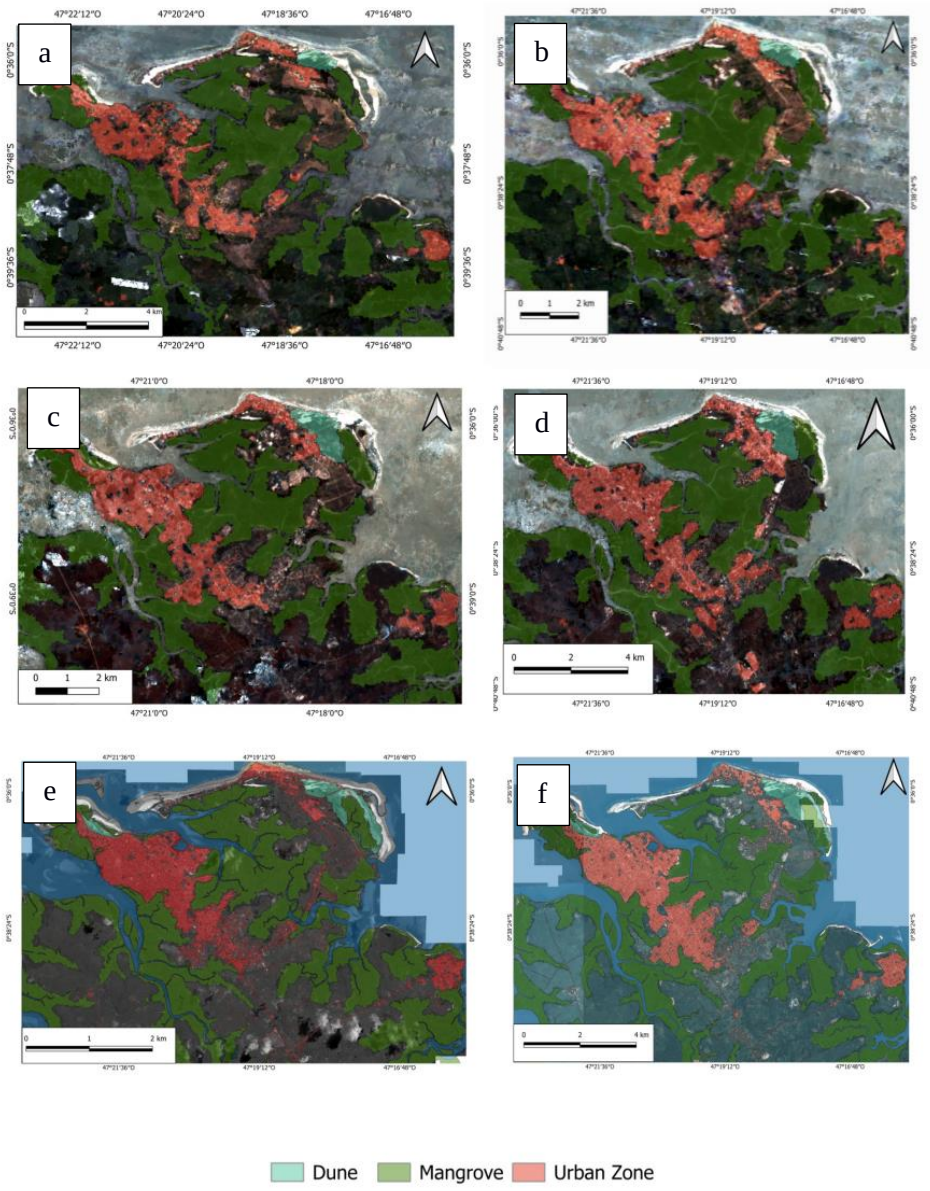

Figure 10 – Spatiotemporal analysis a) Year 2003 satellite Landsat (b) Year 2009 satellite Landsat; (c) Year 2014 satellite Landsat; (d) Year 2023 satellite Landsat; (e) Year 2009 obtained through Google Earth Pro; (e) Year 2019 obtained through Google Earth Pro.

5.1.4.3 Drone image classification and sediment balance

5.1.4.3.1 Atalaia Beach

The urban zones increased by 3.6 ha between 2019 and 2023, mainly in front of the mangrove zone in Farol and Atalaia Beach. Part of this urbanization occurred on muddy tidal flats previously occupied by mangroves, reducing the mangrove area. This type of intervention

has generated mangrove fragmentation. In contrast, mangroves tend to expand in areas with less human intervention.

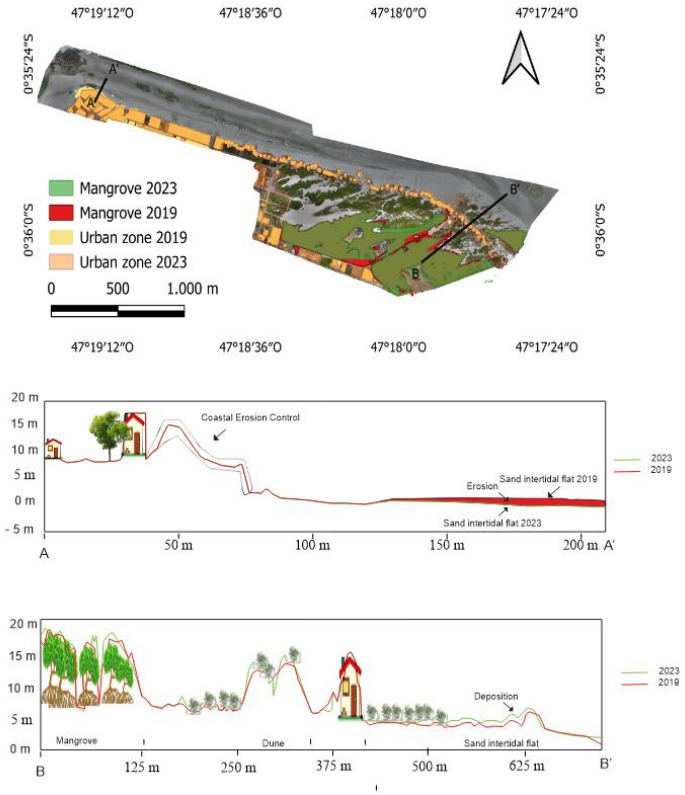

Figura 11 – Mangrove areas lost between 2019 and 2023, and urban areas increased between 2019 and 2023 in Atalaia Beach, and topographic profiles were obtained by drone in 2019 and 2023.

In contrast, erosion was identified in the northwestern zone, particularly in low intertidal areas. This phenomenon has been specifically evidenced in profile A-A', where erosion has been recorded approximately 70 meters from the urban zone, in the low intertidal flat (0 – -2 m). The profile B-B' evidenced deposition in the higher intertidal zone (2 – 0 m), near the urban zone. Quantitative analysis reveals an estimated erosion of approximately ~115,415 m³ has occurred on this beach, while deposition of 462,630.32 m³ of sediments has been recorded.

5.1.4.3.2 Farol Velho Beach

The urban zone in Farol Velho Beach increased by 4.3 hectares (ha) between 2019 and 2023, particularly in the central and northeastern areas of the beach. In contrast, the mangrove area decreased by 3.3 ha, mainly near the urban zone.

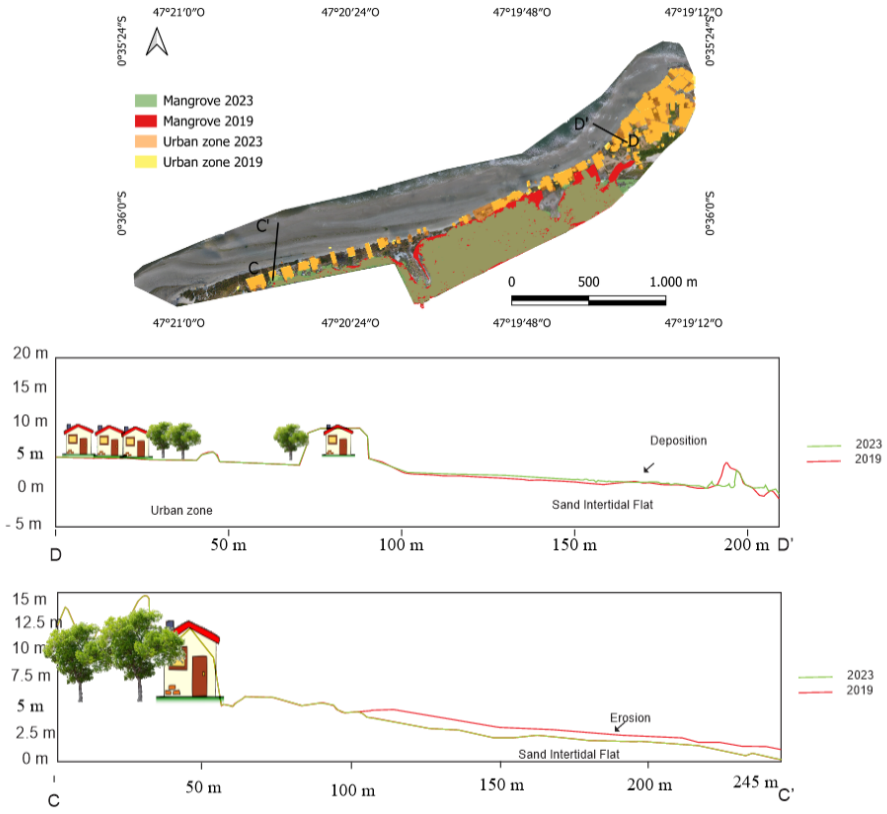

Figura 12 – Mangrove areas lost between 2019 and 2023, and urban areas increased between 2019 and 2023 in Farol Velho Beach and topographic profiles

The analysis reveals considerable erosion in the western and central areas of Farol Beach (Figure 13). Erosion occurred mainly along the lowest intertidal flat, while sand accumulation was recorded along the supratidal and the highest intertidal zone. Residential areas with walls show sediment retention, leading to progressive sediment accumulation along with these barriers. It contrasts with residential areas without walls in the lowest intertidal zone with significant erosion along the west sector of this beach (Fig. 12, transect c-c' and Fig. 13). Our data revealed erosion of ~432,625 m³ and sediment deposition of ~217,259 m³ in Farol Velho Beach.

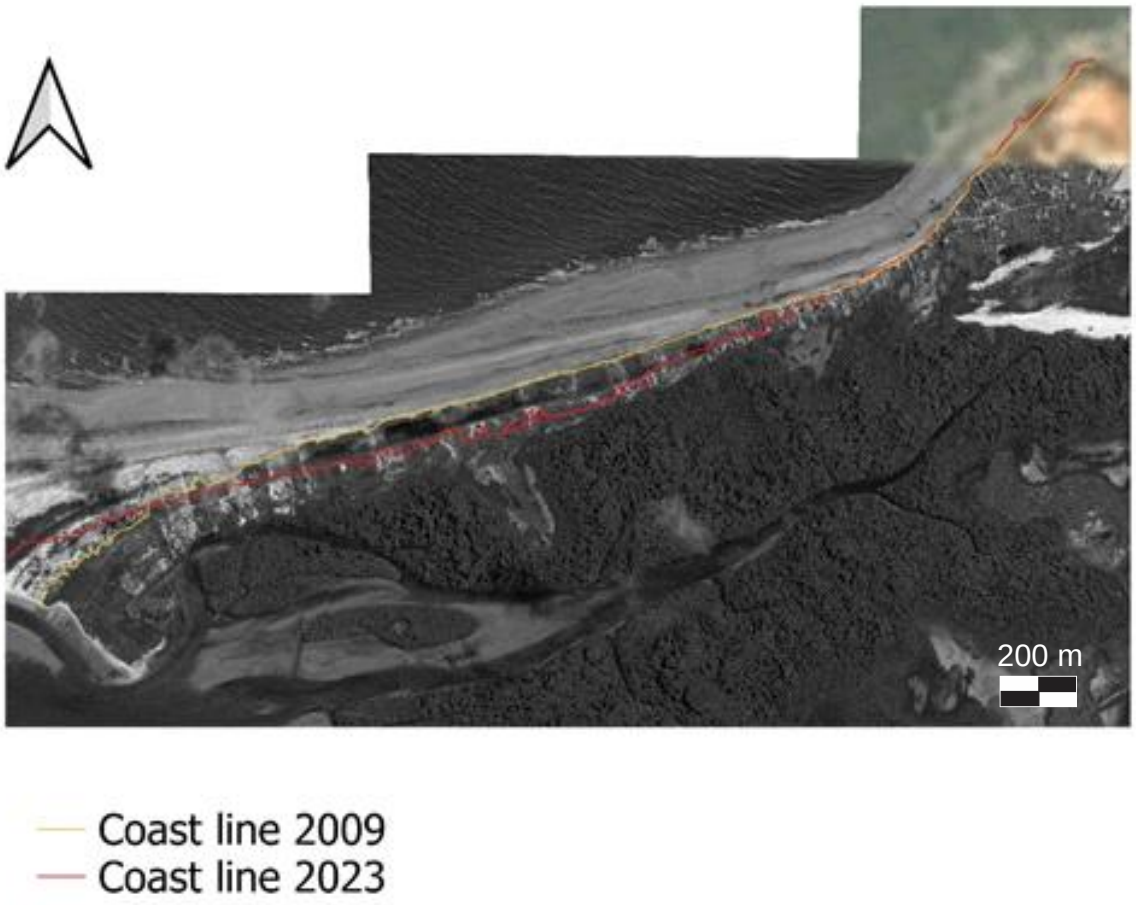

Figura 13 – The shoreline changed Farol Velho Beach between 2009 and 2023, Satellite image from 2009 obtained through Google Earth Pro.

5.1.4.3.3 Maçarico and Corvina Beaches

These beaches presented predominantly sediment accumulation of ~329,119 m³ along the supratidal and highest sector of intertidal, as evidenced in profiles H-H' and G-G' (Fig. 14). Erosion of ~59,015 m³ occurred mainly in the north sector near the River Sampaio. Historically, urban zones have developed mainly behind the mangroves along the Maçarico and Corvina Beaches. However, irregular expansion of houses ~ 4.8 hectares (ha) between 2019 and 2023 occurred on muddy tidal flats previously occupied by mangroves (Fig. 14). This growth is particularly concentrated in the southern zone, as shown in profiles E-E' and F-F'. It has caused a decreased trend in mangrove area of ~1.76 ha. In addition, in 2023, a footbridge began to connect the urban area behind the mangroves with the beach in front of the mangroves (Fig. 15). This project interrupted a tidal channel, obstructing the flow of tidal currents that periodically inundate the mangroves. After this construction, the muddy tidal flats with mangroves are exposed to intense evaporation, causing an excessive increase in the porewater

salinity (>70‰). As of October 2024, it is already possible to record the death (~7 ha) of nearly half of the mangroves along the Corvina and Maçarico beaches.

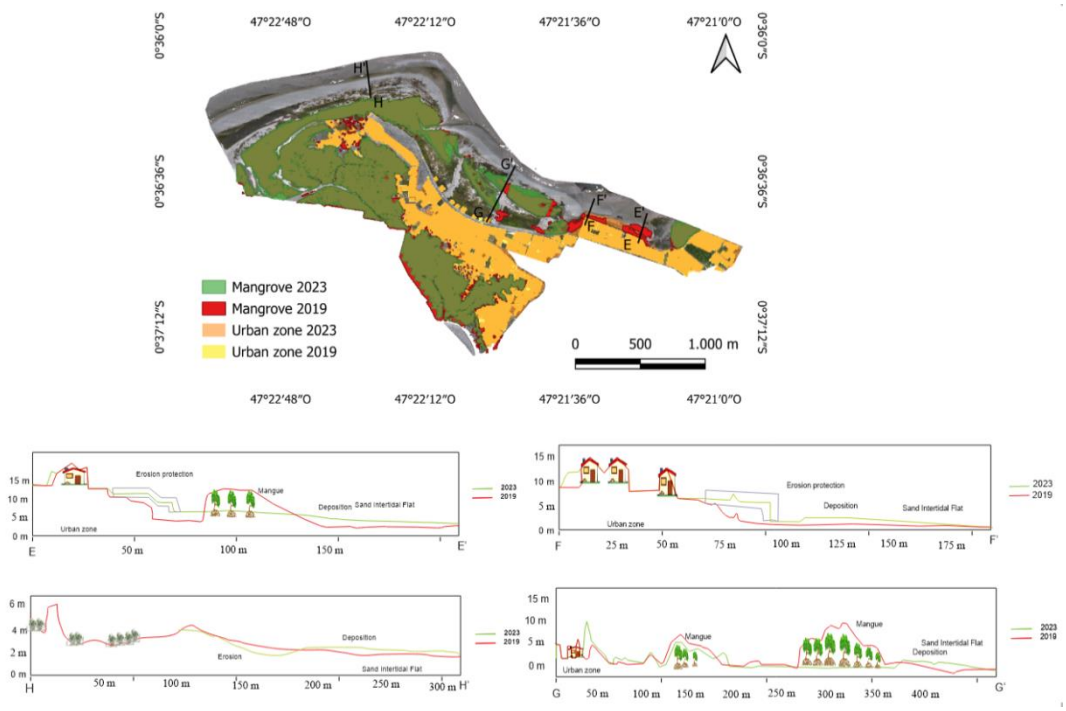

Figura 14 – Mangrove areas lost between 2019 and 2023, and urban areas increased between 2019 and 2023 in Corvina and Maçarico Beach and topographic profiles

Figura 15 – Drone image obtained in October 2024 revealing degraded mangroves behind Maçarico beach due to the construction of footbridges linking urban area behind the mangroves with the beach in front of the mangroves.

5.1.5 Discussion

5.1.5.1 Mangrove dynamics and erosive processes

The studied mangrove area has remained relatively stable between 2019 and 2023, showing some natural losses in the lower intertidal zone and gains in the upper muddy intertidal zone, where herbaceous vegetation predominates. This upward mangrove migration has also been recorded in the Bragança Peninsula (Cohen & Lara 2003, Cohen *et al*. 2018), 80 km from Salinópolis. This process has been attributed to relative sea-level rise (Cohen *et al*. 2018). Mangrove areas can also adjust according to climate. Drought periods can increase pore salinity, resulting in hypersaline zones and mangrove death, especially in the higher intertidal flats. However, increases in rainfall can dilute salinity, promoting the mangrove expansion into topographically higher flats. The study region is influenced by El Niño, which causes drought, and La Niña, which leads to increased rainfall. Changes in rainfall and river volume in the Amazon hydrographic region have influenced the mangrove distribution along the northern coast of Brazil (Cohen *et al*. 2018). El Niño and La Niña have affected the mangrove dynamics on the Bragança Peninsula (Cardenas *et al*. 2022) In Salinopolis, El Niño events such as those of 2003 and 2014 may have caused a decrease in mangrove areas due to drier and saltier conditions. In contrast, La Niña may have favored mangrove expansion in 2009 and 2021 (Fig. 16).

These coastal forests may also be impacted by irregular urban expansion over dunes and muddy tidal flats occupied by mangroves (Maria Oliveira de Brito Florianópolis 2004). This human intervention has led to the deforestation of these forests, particularly on the Corvina and Maçarico beaches (Figs. 14 and 15). These forests serve as a buffer, mitigating the erosive action of waves and currents along the coast. Many residences built on Atalaia and Farol Velho beaches in front of the mangroves, therefore, without the protection of these forests, are experiencing erosion effects. It contrasts with the urban areas of Maçarico and Corvina beaches, which have historically occurred in the zone behind the mangroves, thus protected from the action of waves and currents. Some sectors of Maçarico Beach, without mangrove protection, also suffer from erosion, such as the cliffs sculpted in the Barreiras Formation in the southern sector, where the boardwalk, playground, parks, hotels, and residences are located (Fig. 14, transect F-F'). Recent human intervention at Maçarico Beach (Fig. 15), an urban coastal zone historically protected by mangroves, has led to the death of these forests. Muddy intertidal flats with mangroves need to be periodically inundated by the tide, producing a porewater salinity

gradient that results in a natural zonation, with *Rhizophora* in the lower zones and salinities between 15 and 40‰, and *Avicennia* in the higher sectors with salinities between 40 and 70‰ (Cohen *et al.* 2018). This delicate balance, controlled by the interaction of topography and hydrodynamics, when disrupted by human interventions, may cause changes in the boundaries of these mangrove types and, in some cases, lead to mangrove death. This phenomenon was recorded in the Bragança Peninsula, which lost part of its mangroves due to highway construction (Cardenas *et al*. 2022). This suggests that the presence and density of mangroves may be significantly influenced by human activities, being more robust and expansive in areas where intervention is minimal or null.

Without protecting this natural buffer against the erosive action of waves and currents, coastal infrastructure will likely face erosion issues similar to those experienced in the southern sector of Maçarico Beach and at Farol Velho and Atalaia Beaches within a few years. Additionally, most evaluated sectors show significant sediment deposition. This phenomenon suggests active accumulation of sedimentary material, indicating favorable conditions for the stability and growth of coastal ecosystems, such as mangroves.

Urban growth in Salinopolis has intensified in areas adjacent to the coast, reflecting a pattern of urban development that has significantly modified the coastal landscape. This reduction underscores the negative impacts of urban development on mangrove ecosystems, which are crucial for biodiversity and coastal protection. The results of the analysis indicate the urgent need for land use management strategies that balance urban development with the conservation of natural ecosystems. Sustainable planning is critical to mitigate adverse effects on mangroves and other sensitive ecosystems, ensuring the region's long-term sustainability.

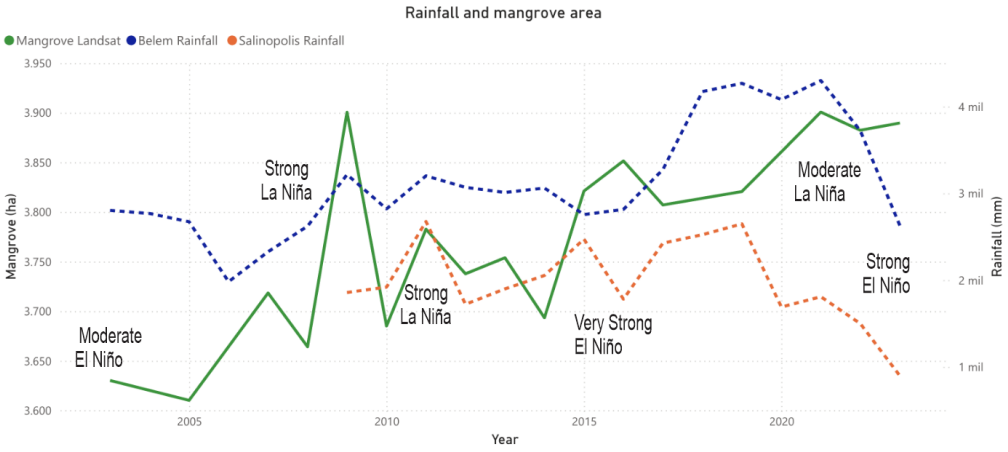

Figura 16 – Rainfall in Salinopolis and Belem with the climatic events Niño and Niña phenomena in the last 20 years and mangrove area in Salinopolis.

5.1.5.2 Coastal buildings and human activities.

The urban area increased by ~ 600 ha mainly in the central part and near the coastal area. Between 2012 and 2018, the most substantial change occurred on the island of Atalaia, where 162 ha (8.89% of the land) were converted into urban areas, especially in the central-western portion and the southern end of Atalaia. Atalaia Beach has seen an increase in the irregular construction of hotels in dune areas and vacation homes on the coastal plain. Currently, about 50% of the Salinópolis beach strip is urbanized, while the other half remains preserved. The data revealed a coastal retreat with sand accumulation on supratidal and the highest sector of the intertidal flats, while the lowest sector of the intertidal flats presented erosion. Therefore, the increased trend to urbanize the beaches will inevitably bring negative impacts as these erosive processes approach the areas where current and future residential complexes, restaurants, and hotels are being developed. In addition, urban expansion can intensify the coastal erosion, changing the natural sedimentary balance along the coast (Bozi *et al.* 2021).

Many homeowners have constructed walls to prevent coastal retreat. Depending on the angle at which these artificial barriers are built to sediment transport via littoral drift currents, their effects can be evidenced through sediment accumulation along the walls, which predominate along Atalaia Beach, or erosion, particularly at Farol Velho Beach, which experiences the greatest sediment deficit. Sediment transport along the coast occurs through

currents that flow from southeast to northwest along the studied coast. Coastal morphology can cause sediment retention, leading to sediment accumulation in these natural traps formed by the attenuation of hydrodynamic flow. Conversely, as at Farol Velho Beach, certain coastal features can increase current velocity, resulting in an erosive tendency. In both cases, there is a coastal retreat due to a landward accumulation of sediments transported by wind to the supratidal zone and hydrodynamically to the higher surfaces of the intertidal flats, as in Atalaia, Maçarico, and Corvina. In the case of Farol Velho, the coastal retreat is caused by sediment deficit, leading to erosion along the entire topographic gradient of the intertidal zone. The residences at Farol Velho are the most affected by erosion. Thus, urban infrastructure seems to have exacerbated coastal erosion processes in this region.

5.1.5.3 Sediment balance

The coastline of Salinópolis is in constant morphodynamic change due to complex interactions between oceanic processes (such as waves, tides, and currents), continental factors, climatic/meteorological conditions (including winds, precipitation, and storms), and human influences (such as the degradation of coastal ecosystems) (Souza & Andrade 2024).

Erosion is evident in the western part of Corvina Beach, likely influenced by the dynamics of the Urindeua River estuary. The estuarine outflow, combined with tidal currents and sediment transport processes, can increase erosion in this area by redistributing sediments and altering the hydrodynamic regime. These factors contribute to a localized sediment deficit, exacerbating coastal retreat in this sector

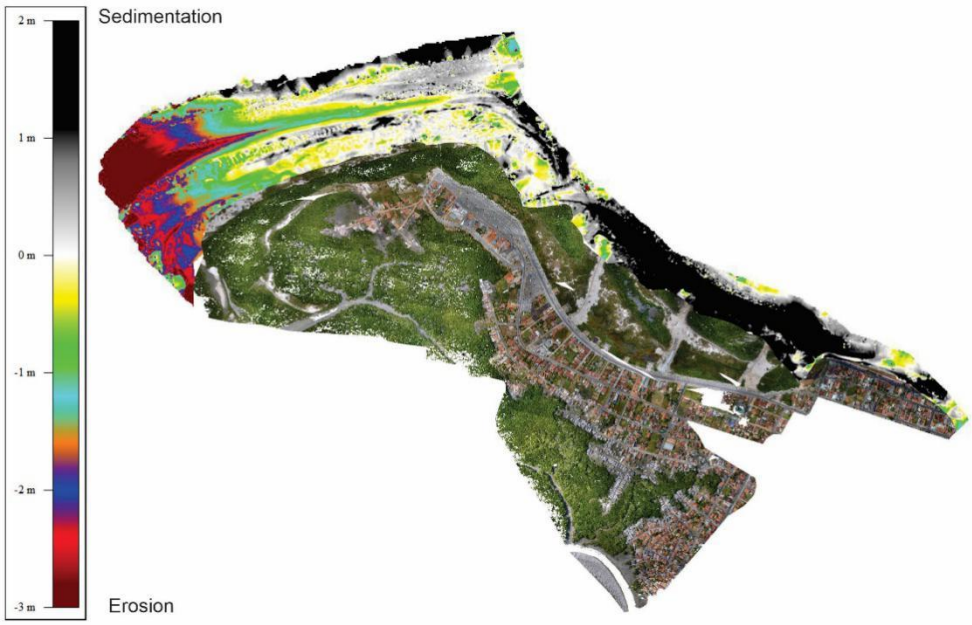

Figura 17 – Sedimentary Balance Maçarico and Corvina Beaches

The residences in the most urbanized sector of Maçarico Beach are increasingly vulnerable to coastal erosion, which necessitated the construction of a shore protection structure. Drone images indicate that this wall was absent in 2019, while sediment balance analysis reveals ongoing sedimentation in this area. However, these protective measures disrupt coastal dynamics by inhibiting the natural deposition of sediment in the supratidal zone. It is important to recognize that this constitutes a temporary solution that requires ongoing monitoring and assessment. Additionally, much of the beach area, which experiences low tourist activity, is bordered by dunes characterized by herbaceous vegetation and mangrove ecosystems. These habitats have been negatively impacted by the construction of urban walkways intended to facilitate access for residents and tourists to Maçarico Beach, resulting in an estimated loss of approximately 7 hectares of mangrove area from 2023 to 2024.

Since the 1980s, the sedimentary dynamics on the beaches of Farol Velho and Atalaia have been accompanied by the process of urbanization, so Farol Velho beach is occupied by second-home villas (Braga *et al*. 2019a). On Farol Velho beach, houses built directly on the coastline and in front of the mangrove can be observed. This beach, influenced by both estuarine and strong oceanic processes, exhibits a dissipative morphodynamic state with wave heights typically below 0.9 m and moderate longshore currents (averaging over 0.3 m/s), indicative of a wide, gently sloping profile where wave energy is effectively dispersed across a broad surf zone (Ranieri & El Robrini 2016). This beach has been exposed to waves, and unplanned

occupations, causing significant coastal erosion along 3. 6 km. This process has affected several buildings that have had to be abandoned, moved, or reinforced (Figs. 18c and 18d). Thus, the greatest socioeconomic impacts occur on this beach due to the high demand for buildings near the sea (Ranieri & El-Robrini, 2016). The significant erosion observed in the central sector of Praia do Farol is directly linked to the absence of natural protections, such as dunes and herbaceous vegetation, and is further intensified by the unregulated construction of urban infrastructure, as evidenced by damaged protective structures and the direct occupation of the beach by hotels and residences (Souza & Andrade 2024).

Atalaia Beach only has these villas to the west, while to the east there are mobile and stable dunes covered with herbaceous plants. (Ranieri & El Robrini 2015). Atalaia Beach, with moderate estuarine influence and high oceanic influence (Ranieri & El Robrini 2016), has a dissipative morphodynamic state, wave heights below 1.20 m, and strong currents (on average greater than 0.4 m/s) (Ranieri & El Robrini 2016). The beach segment of this sector (Atalaia) extends for 5.7 km in a SE-NW orientation. Erosion is evident in the easternmost of the beach; however, it can be observed that the urban part of this area has protective structures, so it is important to monitor and maintain them to protect their integrity and that of the people who live there.

Figura 18 – Sand accumulation along the walls; b) sand accumulation along the walls and stairs of the Atalaia beach; c) erosion of the base of walls and foundations of houses; and d) swimming pool destroyed by erosion along the Farol Velho beach.

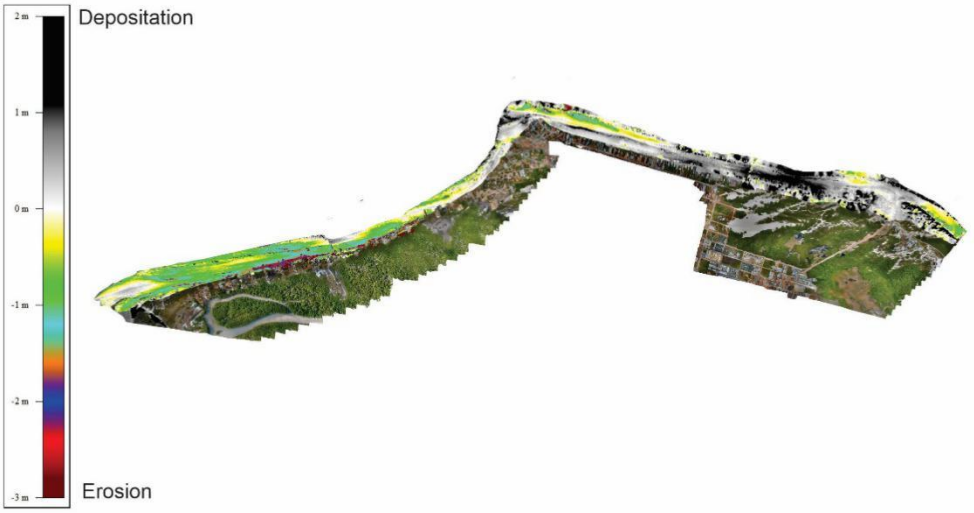

Figura 19 – Sedimentary Balance Atalaia and Farol Velho Beaches

The advance or retreat of shoreline are primarily governed by the balance between sediment accommodation influenced by relative sea-level changes and sediment supply (Cohen *et al.* 2021). Furthermore, the Farol Velho beach exhibits a dissipative morphodynamical state

(φ > 5.5), with wave heights below 1.20 m and strong currents averaging over 0.4 m/s (Ranieri & El Robrini 2016). This dynamic regime facilitates sediment erosion in the exposed beach zones, while deposition occurs in more sheltered areas, depending on current direction and variability. Longshore currents play a crucial role in sediment transport along the beach, aiding deposition in protected zones, while erosion is more prevalent in exposed areas, particularly where urban structures prevent sediment deposition. Then, erosion is evident in the inter and supra tidal zone of the western area of the Farol Velho beach (Fig. 19). Dunes, which play a key role in maintaining a beach's sedimentary balance, are often subject to indiscriminate occupation along the Farol Velho beach (Scherer 2013).

5.1.5.4 Strategies to mitigate the effects of sea level rise.

The sea level fluctuations, closely related to ocean warming and climate change, have been influenced by the variation in the amount of solar radiation received by the Earth over tens of thousands of years, mainly due to the Milankovitch cycles (Griggs & Reguero 2021, Lambeck *et al*. 2014) affecting the coastlines (Griggs & Reguero 2021). Until the mid-19th century, the sea level rose by less than 1 mm/year. In the 20th century, the global rate increased to 1.7 mm/year (Church & White 2006). The current rate is 4.8 mm/year, and projections for 2100 suggest an increase of between 50 cm and 310 cm (Gornitz 1995). This could cause severe problems on developed coasts, affecting some 110 million people below high tide and 250 million in flood-prone areas (Kulp & Strauss 2019).

Globally, changes in mangrove areas occurred proportionally to changes in SLR and climate (Godoy & De Lacerda 2015, Cohen *et al*. 2018). During the last millennium, sea level reached its highest (12-21 cm) and lowest (-19 and -26 cm) levels around 1150 A.D. and 1730 A.D., respectively (Grinsted *et al.* 2010). The increase in temperature has repercussions on the rise in ocean levels, with an average increase of 0.63 m, with a maximum of close to 1 meter until the end of this century (Braga *et al*. 2019a). The rate of sea level rise has increased from about 2.5 millimeters per year in the 1990s to about 3.4 millimeters per year today (Nerem *et al.* 2018). Sea level rise in Brazil is estimated at 53-77 cm, 38-73 cm, or 52-98 cm by the end of the 21st century, according to different models (Freitas Neves Claudio and Muehe Dieter, 2008). Therefore, sea level rise to 0.98 m projected for the end of the 21st century is expected to cause mangroves to migrate to the higher coastal plains (Cohen & Lara 2003, Cohen *et al.* 2009). However, some of these forests cannot migrate to upper surfaces because, on the higher slopes, there are several urban buildings. The 1951-1956 and 2005-2016 series showed a

downward trend in the sea level rise in Salinópolis, this finding serves as an explanatory basis for the expansion of the mangrove and the increase of the sandy package in some sectors of the edge (Braga *et al*. 2019a).

Climate change may also affect the distribution of mangroves, especially through variations in rainfall, which in the Amazon hydrographic region controls the volume of the Amazon and other rivers along the northern coast of Brazil, consequently, during drier periods, river inflow is drastically reduced (Cohen *et al*. 2018). The impacts of El Niño in the northern region of Brazil are reduced rainfall and droughts, while the impacts of La Niña in the same region correspond to increased rainfall and higher river flows, more noticeable from December to February (Aragão 1998). Therefore, significant changes in river discharge affect estuarine salinity gradients along the coast and the distribution of mangroves on the tidal flats *(Cohen et al.* 2012).

In the future, sea-level rise could cause significant losses to public infrastructure and private development, with economic consequences for coastal countries (Nicholls & Cazenave 2010). Low-lying coastal areas will be more vulnerable to flooding from waves, hurricanes, and intense storms, and even minor flooding can cause problems such as flooded roads and overloaded drainage systems, as well as creating habitats for bacteria and mosquitoes (Griggs & Reguero 2021).

Therefore, the threat of future sea-level rise to coastal cities and low-lying areas worldwide, combined with storms, erosion, flooding, and rapid degradation of natural coastal systems, will be one of the most significant social and infrastructural challenges of this century (Nicholls & Cazenave 201, Hinkel *et al.* 2013, Hoggart et al. 2014, Beck *et al*. 2018, Reguero *et al*. 2021). Salinópolis, the municipality studied, is inserted in an environmental, economic, and social context characterized by intense urbanization, with a percentage growth of approximately 20% between 2010 and 2022 (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatistica - IBGE 2024), and is considered one of the main summer destinations, especially for middle and upper-class people from the state capital. About 300 thousand visitors are attracted in high season to Salinopolis. (Ribon *et al.* 2017).

In 2019, an extremely high tide affected the entire coast of Salinópolis, causing erosion and some problems for the municipality's economic activities. A protective structure was built on Maçarico beach, and urban infrastructure works were carried out to stabilize the cliff, but the eroded material from the cliffs has accumulated on the sandy intertidal flats, raising this surface

by up to 1m, killing mangroves by burying their roots (Temmerman & Kirwan 2015). It is important to note that changes in wave action will affect the transport of sediment along the beaches (Hanley *et al*. 2014, Mentaschi *et al*. 2018, Cooper *et al.* 2020), accelerating the coastal erosion and demanding for higher costs for coastal defenses (Jonkman *et al*. 2013, Burcharth *et al*. 2014).

According to the Secretaria de Estado de Obras Públicas do Pará (Sedop 2022) a major protection work was carried out on the edge of Maçarico beach, which remodeled 1,200 meters of the old square, including 800 meters of sidewalks and a retaining wall with a durability of 10 years to protect the area from erosion. The cost of this work amounted to approximately R$ 60 million. It is crucial to implement effective coastal erosion management measures to protect coastal areas from negative impacts such as land loss and habitat degradation (Cohen *et al.* 2021). Works of this nature should consider the natural sedimentary dynamics along the coast to use hydrodynamics, which regulates the sedimentary balance, in favor of maintaining the current coastline (Williams *et al*. 2018).

Strategies should be considered to protect the coast of Salinópolis, where sediment deposition and erosion patterns are observed along the beaches. Throughout the 20th century, developed coastlines around the world have dealt with the threats of flooding and coastal erosion in a variety of ways: inaction (or wait-and-see), beach nourishment through the addition of sand, preventive measures to maintain the coastline through soft or hard solutions such as armoring or shoreline hardening, managed or unmanaged retreat, and regulatory options and restrictions on new development (Griggs & Reguero 2021).

European experience with beach nourishment projects includes practices such as beach restoration, the use of natural and artificial sediments to increase beach width, and the establishment of coastal protection and ecosystem conservation objectives (Hanson *et al*. 2002). This can temporarily delay erosion but is not a permanent solution. Therefore, as sea levels rise and wave intensities increase, beach nourishment should be combined with other measures, such as setback zones, to be effective in the long term, however, beach nourishment alone may not be a sustainable strategy to mitigate climate change (Griggs & Reguero 2021).

The most common approach to combating erosion and flooding has been to harden or reinforce the coastline with structures such as seawalls, breakwaters, or dams (Griggs & Reguero 2021). It can also have negative consequences, including visual impact, loss of public beaches, and passive erosion in front of the structure (Griggs & Gary Griggs 2005). Artificial

structures, such as seawalls, influence beach barrier evolution by affecting shoreline retreat rates (Cohen *et al.* 2021). On the other hand, 'soft' approaches include managed sediment relocation and restoration of beaches and dunes with vegetation and other living shoreline alternatives such as oyster reefs (Griggs & Reguero 2021).

Maintaining and enhancing this 'natural infrastructure' is an important strategy in many coastlines where coastal ecosystems provide protection (Powell *et al.* 2019). The term 'natural infrastructure' recognizes the value of ecosystems such as coral reefs, mangroves, salt marshes, beach and dune systems, and vegetation (exposed or submerged) in attenuating waves, reducing the effects of sea-level rise and retaining sediment or building land (Temmerman *et al.* 2013, Temmerman & Kirwan 2015, Powell *et al*. 2019). However, living shorelines, such as vegetated shorelines and dunes, also have limitations and can be eroded or removed under severe wave and storm conditions (Griggs & Reguero 2021). Sediment management through controlled redistribution and maintenance of natural drainage is essential for coastal stability in susceptible areas(Nordstrom *et al*. 2007). Likewise, plant protection, which includes reforestation, mangrove protection, and the establishment of native vegetation in coastal areas, so that plant roots help stabilize the soil and mitigate erosion processes (Karimi *et al*. 2022). This strategy becomes one of the most important in Salinópolis, considering that the municipality has ecosystems such as mangroves and dunes that provide coastal protection against erosion.

Managed retreat or managed realignment is a coastal management strategy that involves the controlled flooding of low-lying coastal areas and the abandonment or relocation of assets and people, allowing the coastline to move inland rather than trying to 'hold the line' (Gracia *et al.* 2018). Due to sea level rise, adaptation, and mitigation strategies are indispensable; these can focus on structural and non-structural strategies adapted to local conditions to prevent and mitigate the impacts of high tides (Dedekorkut Howes *et al.* 2020). In addition, it is necessary to implement continuous monitoring to evaluate the interventions' effectiveness and adapt them according to the coastal dynamics, thus ensuring the long-term protection and sustainability of the Salinópolis coast. It is important to mention that to carry out any type of intervention in the medium or long term, a detailed study must be carried out that considers all the factors that influence coastal dynamics (Conejo & Jiménez 1994).

In this sense, it becomes crucial to adopt an integrated approach to coastal management that balances ecological conservation with human needs, emphasizing climate change adaptation, ecological restoration, and cooperation between scientists, policymakers, and local

communities to develop long-term sustainable solutions (Yao *et al*. 2022). Beach regeneration projects are critical to ensure the stability of the beach barrier and mitigate the loss of mangroves and salt marshes caused by relative sea level rise (Cohen *et al*. 2024). On the Salinópolis coast, which includes Maçarico Beach, Corvina Beach, and Farol Velho Beach, a varied coastal topography is observed, with dunes, sandbanks, cliffs, and mangroves (Serrão 2023). Although urban development in the region has generated jobs and income, it has also led to landscape degradation, increased crime, garbage production, and pollution (Pinheiro *et al.* 2020). Therefore, it is essential to address coastal challenges in an integrated manner, considering both natural and anthropogenic impacts and promoting adaptive and sustainable approaches to coastal management, especially in the context of increasing climate change (Dietz *et al*. 2022)

Protect, managing/accommodating, and retreating are the main strategies for coastal adaptation (Nicholls & Cazenave 2010). Coastal regulation, which often fails to take account of projected sea-level rise and erosion, could be improved with more effective political oversight and consistent enforcement (Neal *et al*. 2018). The growing population of Salinópolis makes adaptation urgent, as the rise of sea level will affect the economic activities of Salinópolis.

5.1.6 Conclusions

This study reveals a trend of sediment accumulation in the higher topographical surfaces of tidal flats, particularly in areas with a gentle elevation changing towards the supratidal zone, where dunes are covered by herbaceous vegetation. Sandy tidal flats at Praia do Maçarico transitioning to muddy intertidal zones with mangroves also show sandy sediment accumulation. However, areas where seawalls were built in front of residences exhibit sandy accumulation along these walls or significant sediment deficits, depending on the angle of the longshore currents. The coastline shows a general retreat, with sediment accumulation mainly in the supratidal zone and a gradual erosion of the lower intertidal zone. This is particularly evident at Praia do Farol Velho, where properties without seawalls show significant sediment accumulation via wind transport, forming small dunes. Houses already within the intertidal zone are exposed to erosion of their foundation, septic tanks and pools. Seawalls built to prevent coastal retreat have worked to accumulate sandy sediments or exacerbate erosion by increasing hydrodynamic flow along the walls, displacing sediments to lower-energy topographical zones. The data show that building individual seawalls to protect each property is a temporary solution that can retain sediments in certain points of the beach, causing sediment deficit along other

beach sectors. The study demonstrates that all homes and infrastructure along the studied coast are affected by coastal retreat, with wind-transported sediment forming dunes on properties and erosion exposing house foundations to weathering, which may lead to structural collapse. Urban areas built behind mangroves have suffered less erosion, as these forests tend to mitigate the effects of currents and waves.

The interaction between urban expansion and coastal erosion is crucial for sustainable coastal planning and management. Thus, this study can establish a relationship between coastal erosion, urban expansion, sediment balance, and mangrove forests in Salinópolis. Urban expansion can intensify coastal erosion by interfering with natural sedimentation processes and altering coastal dynamics. This alteration in the sediment balance is exacerbated by the loss of mangrove forests, which play a crucial role in stabilizing coastal areas by trapping sediment and reducing erosion.

In conclusion, the conservation and restoration of mangroves in Salinópolis are essential to mitigate the effects of urban expansion and climate change. These ecosystems stabilize coastal zones, reduce vulnerability to extreme events, promote sediment accumulation, and counteract coastal erosion. It is recommended that advanced techniques and models be developed to improve the characterization and management of mangrove dynamics along the equatorial coast of Brazil, thus ensuring the sustainability and resilience of coastal areas.

REFERÊNCIAS

Aguilera O. *et al.* 2020. Palaeontological framework from Pirabas Formation (North Brazil) used as potential model for equatorial carbonate platform. *Marine Micropaleontology*, **154**: 101813. doi:10.1016/J.MARMICRO.2019.101813.

Albuquerque M.Fernandes de, Souza E. Barreiros de, Oliveira M.C F.de., Sousa Junior J.A.de. 2010. Precipitação nas mesorregiões do Estado do Pará: climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). *Revista Brasileira de Climatologia*, **6**. doi:10.5380/ABCLIMA.V6I0.25606.

Alongi D.M. 2015. The impact of climate change on mangrove forests. *Current Climate Change Reports*, **1**: 30–39. doi:10.1007/s40641-015-0002-x.

Aragão J.O.R. de. 1998. O impacto do ENSO e do dipolo do Atlántico no Nordeste do Brasil. *Bulletin de l'Institut Français d'Études Andines*, **27**: 839–844, doi:10.3406/BIFEA.1998.1339.

Beck M.W., Losada I.J., Menéndez P., Reguero B.G., Díaz-Simal P., Fernández F. 2018. The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nature Communications* , **9** (1) : 1–9. doi:10.1038/s41467-018-04568-z.

Bird E.C.F. 1993. Submerging coasts. *The Effects of a Rising Sea Level on Coastal Environments*, **184**. Disponível em: https://wedocs.unep.org/xmlui/handle/20.500.11822/30369. Acesso em April 2023.

Boyd R., Dalrymple R.W., Zaitlin B.A. 2011. Estuarine and incised-valley facies models. *In:* Posamentier H. W. & Walker R. G. (ed.). *Facies models revisited*. [*S.l.*, *s.n.*], p. 171–235. (SEPM Sociedade de Geologia Sedimentar, 84). doi:10.2110/PEC.06.84.0171.

Bozi B.S. *et al.* 2021. Impacts of sea-level changes on mangroves from southeastern Brazil during the Holocene and anthropocene using a multi-proxy approach. *Geomorphology*, **390**: 107860. doi:10.1016/J.GEOMORPH.2021.107860.

Braga F. de P.S. 2007. *Morfologia e sedimentologia da praia de Macromaré de Ajuruteua, Pará*. PhD Theses, Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, 118p. Disponível em: http://rigeo.sgb.gov.br/jspui/handle/doc/433. Accesso em: November 2024.

Braga R.da Cruz, Aparecida M., Pimentel S. 2019a. Índice de vulnerabilidade diante da variação do nível do mar na Amazônia: estudo de caso no município de Salinópolis-Pará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **12 (**2): 534-561. doi: 10.26848/rbgf.v12.2.p534-561 Disponível em: https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/238955

Braga R.da Cruz, Pimentel M.A.da Silva, Coelho C., Szlafsztein C.F., Rollnic M. 2019b, Vulnerabilidade diante da ação energética do mar: estudo de caso no município de Salinópolis, Zona Costeira Amazônica, Brasil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, **19**: 245–264. doi:10.5894/RGCI-N219.

Brasil. Ministério das Cidades; Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT. 2007. *Mapeamento de riscos em encostas e margens de rios*. Disponível em: http://bibliotecadigital.economia.gov.br/handle/123456789/185 Acesso em: Novembro 2024.

Burcharth H.F., Andersen T.L., Lara J.L. 2014. Upgrade of coastal defence structures against increased loadings caused by climate change: a first methodological approach. *Coastal Engineering*, **87**: 112–121. doi:10.1016/J.COASTALENG.2013.12.006.

Cardenas S.M.M. *et al.* 2022, Death and regeneration of an Amazonian mangrove forest by anthropic and natural forces. *Remote Sensing*, **14.** doi:10.3390/rs14246197.

Church J.A. & White N.J. 2006. A 20th century acceleration in global sea-level rise. *Geophysical Research Letters*, **33**: 1602. doi:10.1029/2005GL024826.

Cohen M.C.L. & Lara R.J. 2003. Temporal changes of mangrove vegetation boundaries in Amazonia: application of GIS and remote sensing techniques. *Wetlands Ecology and Managemen*t, **11**: 223–231, doi:10.1023/A:1025007331075/METRICS.

Cohen M.C.L. *et al*. 2024. Do hurricanes or freezing events regulate the sustainability of subtropical mangroves on the Gulf of Mexico coast? *Regional Environmental Change*, **24:** 1–19, doi:10.1007/S10113-024-02225-4.

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**. doi:10.3390/rs13142688.

Cohen M.C.L. *et al*. 2012. Holocene palaeoenvironmental history of the Amazonian mangrove belt. *Quaternary Science Reviews*, **55**: 50–58. doi:10.1016/J.QUASCIREV.2012.08.019.

Cohen M.C.L. *et al*. 2009. Impact of sea-level and climatic changes on the Amazon coastal wetlands during the late Holocene: Vegetation History and Archaeobotany, **18:** 425–439. doi:10.1007/s00334-008-0208-0.

Cohen M.C.L. *et al*. 2005. A model of Holocene mangrove development and relative sea-level changes on the Braganca Peninsula (northern Brazil). *Wetlands Ecology and Management*, **13**: 433-443 doi:10.1007/s11273-004-0413-2.

Cohen M.C.L. *et al*. 2023. A timely method for post-disaster assessment and coastal landscape survey using drone and satellite imagery. *MethodsX*, **10**: e102065. doi:10.1016/J.MEX.2023.102065.

Cohen M.C.L., Souza A. V.de, Rossetti D.F., Pessenda L.C.R., França M.C. 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, doi:10.1002/esp.4440.

Conejo A.S.-A. & Jiménez J.A. 1994. Ingeniería de playas (I): conceptos de morfología costera. *Ingeniería del Agua*, 1: 97–114. doi:10.4995/IA.1994.2639.

Cooper J.A.G. *et al*. 2020. Sandy beaches can survive sea-level rise. *Nature Climate Change*, 10: 993–995. doi:10.1038/s41558-020-00934-2.

Dalrymple R.W., Zaitlin B.A., Boyd R. 1992. Estuarine facies models; conceptual basis and stratigraphic implications: Journal of Sedimentary Research, 62: 1130–1146, doi:10.1306/D4267A69-2B26-11D7-8648000102C1865D.

Dedekorkut-Howes A., Torabi E., Howes M. 2020. When the tide gets high: a review of adaptive responses to sea level rise and coastal flooding: Journal of Environmental Planning and Management, 63: 2102–2143, doi:10.1080/09640568.2019.1708709.

Del Río L., Benavente J., Gracia F.J., Alonso C., Rodríguez-Polo S. 2015. Anthropogenic influence on spit dynamics at various timescales: case study in the bay of Cadiz (Spain). *Coastal Research Library*, 12 : 123–138, doi:10.1007/978-3-319-13716-2_8.

Dietz M.E., Liu K. biu, Bianchette T.A., Ryu J., Yao Q. 2022. Linking backbarrier lacustrine stratigraphy with spatial dynamics of shoreline retreat in a rapidly subsiding region of the Mississippi River Delta. *Geomorphology*, 397. doi:10.1016/J.GEOMORPH.2021.108008.

Escudero M., Silva R., Mendoza E. 2014. Beach erosion driven by natural and human activity at isla del Carmen Barrier island, Mexico, 71: 62-74 doi:10.2112/SI71-008.1.

Food and Agriculture Organization - FAO. 2023. *The world's mangroves 2000–2020*. doi:10.4060/cc7044en. Acesso em: https://openknowledge.fao.org/items/477d2ce2-8009-4a8b-96c4-2965595b423e

Food and Agriculture Organization - FAO. 2007. *The world's mangroves 1980-2005*. Disponível em: https://www.fao.org/documents/card/ar/c/880053ed-9752-5939-b242-35fd7603a2ba/ Acesso em: February 2024.

Field C.D. 1995. Impact of expected climate change on mangroves. *Hydrobiologia*, 295: 75–81, doi:10.1007/BF00029113/METRICS.

Fontoura J.A. 2004. *Coastal hydrodynamics and quantification of sand longshore transport rates in the surf zone of adjacente beaches around Patos Lagoon mouth jetties, Rio Grande, Brazil.* PhD Theses, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 298p.

Freitas N.C. & Muehe D. 2008. Vulnerabilidade impactos e adaptacao a mudancas do clima a zona costeira. *Parcerias Estratégicas*, Brasília,DF, 27: 217–294. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/258093077_Vulnerabilidade_impactos_e_adaptacao_a_mudancas_do_clima_a_zona_costeira.

Fryberger S. G & Dean G. 1979. Dune forms wind regime. *In:* McKee E.D. (ed.). *A study of global sand seas.* [*S.l.*], US Geological Survey, p. 137–170. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/349216893_Fryberger_and_Dean_1979_Dune_forms_wind_regime_Chap_F_in_A_Study_of_Global_Sand_Seas_ED_McKee_ed

Gilman E.L., Ellison J., Duke N.C., Field C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic Botany*, 89: 237–250. doi:10.1016/J.AQUABOT.2007.12.009.

Godoy M.D.P., Lacerda L.D.de. 2015. Mangroves response to climate change: a review of recent findings on mangrove extension and distribution. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 87: 651–667. doi:10.1590/0001-3765201520150055.

Goldberg L., Lagomasino D., Thomas N., Fatoyinbo T. 2020. Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology*, 26: 5844–5855, doi:10.1111/GCB.15275.

Goldsmith V. 1989. Coastal sand dunes as geomorphological systems. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B: Biological Sciences*, 96: 3–15. doi:10.1017/S0269727000010824.

Gornitz, V., 1995, Sea-level rise: A review of recent past and near-future trends: Earth Surface Processes and Landforms, 20: 7–20, doi:10.1002/ESP.3290200103.

Gracia A., Rangel-Buitrago N., Oakley J.A., Williams A.T. 2018. Use of ecosystems in coastal erosion management. *Ocean & Coastal Management*, **156**: 277–289. doi:10.1016/J.OCECOAMAN.2017.07.009.

Griggs G. & Griggs B.B.G. 2005. The impacts of coastal armoring. *Shore & Beach,* **73**:13-22. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285969581.

Griggs G. & Patsch K. 2019. The protection/hardening of California's Coast. *Times Are Changing,* **35**: 1051–1061. doi:10.2112/JCOASTRES-D-19A-00007.1.

Griggs G. & Reguero B.G. 2021. Coastal adaptation to climate change and sea-level rise: *Water*, Switzerland, **13**. doi:10.3390/W13162151.

Griggs G.B. & Trenhaile A.S. 1995. Coastal cliffs and platforms. *Coastal Evolution*, **1**: 425–450. doi:10.1017/CBO9780511564420.013.

Grinsted A., Moore J.C., Jevrejeva S. 2010. Reconstructing sea level from paleo and projected temperatures 200 to 2100 AD. *Climate Dynamics*, **34**: 461–472, doi:10.1007/S00382-008-0507-2/TABLES/3.

Guerreiro J.D.S, 2021, Influência das oscilações climáticas tropicais na evolução da linha de costa atlântica do pará-brasil. PhD Theses, Universidade federal do Pará. 177p

Hamilton S.E. & Casey D. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Global Ecology and Biogeography*, **25**: 729–738. doi:10.1111/GEB.12449.

Hanley M.E. *et al*. 2014. Shifting sands? Coastal protection by sand banks, beaches and dunes. *Coastal Engineering*, **87**: 136–146. doi:10.1016/J.COASTALENG.2013.10.020.

Hanson H. *et al*. 2002. Beach nourishment projects, practices, and objectives—a European overview: Coastal Engineering, **47**: 81–111, doi:10.1016/S0378-3839(02)00122-9.

Hinkel J., van Vuuren D.P., Nicholls R.J., Klein R.J.T. 2013. The effects of adaptation and mitigation on coastal flood impacts during the 21st century. An application of the DIVA and IMAGE models. *Climatic Change*, **117**: 783–794, doi:10.1007/S10584-012-0564-8/FIGURES/4.

Hino M., Belanger S.T., Field C.B., Davies A.R., Mach K.J. 2019. High-tide flooding disrupts local economic activity. *Science Advances*, **5**. doi:10.1126/SCIADV.AAU2736/SUPPL_FILE/AAU2736_SM.PDF.

Hoggart S.P.G. *et al*. 2014. The consequences of doing nothing: the effects of seawater flooding on coastal zones. *Coastal Engineering*, **87**: 169–182, doi:10.1016/J.COASTALENG.2013.12.001.

Hsu T.W., Lin T.Y., Tseng I.F. 2007. Human impact on coastal erosion in Taiwan. *Journal of Coastal Research* , **23** (4): 961-973. doi:10.2112/04-0353R.1.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatistica - IBGE. 2024. *Censo Salinopolis.* Salinópolis. Panorama. IBGE. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/salinopolis/panorama. Acesso em maio 2024.

Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. Ano. *Título tirado do site*. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/servicos/gr%C3%A1ficos-climatol%C3%B3gicos Acesso em agosto 2024.

Johnson C.L., Chen Q., Ozdemir C.E. 2020. Lidar time-series analysis of a rapidly transgressing low-lying mainland barrier (Caminada Headlands, Louisiana, USA). *Geomorphology*, **352**. doi:10.1016/J.GEOMORPH.2019.106979.

Jonkman, S.N., Hillen, M.M., Nicholls, R.J., Kanning, W., and Van Ledden, M., 2013, Costs of Adapting Coastal Defences to Sea-Level Rise— New Estimates and Their Implications: **29:** 1212–1226, doi:10.2112/JCOASTRES-D-12-00230.1.

Jorge M.V.E. 2017. *Arcabouço geológico-geofísico da região Nordeste do estado do Pará*. MS Dissertation, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hidricos - PPRH, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, 84p.

Jun Xu, Y., 2015, Rethinking the Mississippi River diversion for effective capture of riverine sediments: Proceedings of IAHS, **367:** 463–470, doi:10.5194/PIAHS-367-463-2015.

Kamphuis, J.W., 2010, Introduction to coastal engineering and management: 2nd edition: Advanced Series on Ocean Engineering, **30**:1–562, doi:10.1142/9789812834867_0001.

Karimi Z. *et al*. 2022. Vegetation-induced soil stabilization in coastal area: an example from a natural mangrove forest. *Catena*, **216**. doi:10.1016/J.CATENA.2022.106410.

Kathiresan K. & Bingham B.L. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, **40**: 81–251. doi:10.1016/S0065-2881(01)40003-4.

Komar, P.D., 1998, Beach processes and sedimentation. Prentice Hall, New Jersey. Disponível em: https://books.google.co.nz/books/about/Beach_Processes_and_Sedimentation.html?id=DyJgQgAACAAJ&redir_esc=y. Acceso em November 2024.

Kovanič, Ľ., Peťovský, P., Topitzer, B., Blišťan, P., 2024, Spatial Analysis of Point Clouds Obtained by SfM Photogrammetry and the TLS Method—Study in Quarry Environment: **13:**614, doi:10.3390/LAND13050614.

Kulp, S.A., Strauss, B.H., 2019, New elevation data triple estimates of global vulnerability to sea-level rise and coastal flooding: Nature Communications, **10**: 1–12, doi:10.1038/s41467-019-12808-z.

Lambeck, K., Rouby, H., Purcell, A., Sun, Y., Sambridge, M., 2014, Sea level and global ice volumes from the Last Glacial Maximum to the Holocene: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, **111.** doi:10.1073/PNAS.1411762111/SUPPL_FILE/PNAS.1411762111.SAPP.PDF.

Leatherman S.P. 2018. Coastal erosion and the United States National Flood Insurance Program. *Ocean & Coastal Management*, **156:** 35–42. doi:10.1016/J.OCECOAMAN.2017.04.004.

Lee, S.Y. et al., 2014, Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: A reassessment: Global Ecology and Biogeography, **23:** 726–743, doi:10.1111/GEB.12155/SUPPINFO.

Leisner, M.M., de Paula, D.P., Alves, D.C.L., da Guia Albuquerque, M., de Holanda Bastos, F., and Vasconcelos, Y.G., 2023, Long-term and short-term analysis of shoreline change and cliff retreat on Brazilian equatorial coast: Earth Surface Processes and Landforms, **48.** doi:10.1002/ESP.5668.

Magoon, O.T., Edge, B.L., and Stone, K.E., 2000, The Impact of Anthropogenic Activities on Coastal Erosion: Coastal Engineering 2000 - Proceedings of the 27th International Conference on Coastal Engineering, ICCE 2000, **276.** doi:10.1061/40549(276)308.

Maiti, S.K., and Chowdhury, A., 2013, Effects of Anthropogenic Pollution on Mangrove Biodiversity: A Review: Journal of Environmental Protection, **4**, 1428-1434 doi:10.4236/jep.2013.412163.

Maria Oliveira de Brito Florianópolis, F., 2004, Salinópolis - PA: (re)organização sócio-espacial de um lugar atlântico-amazônico: Disponivel em: https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/87919 Acesso em: August 2024.

Medeiros, E.C. et al. 2014, Percepção ambiental da erosão costeira em uma praia no litoral do Nordeste do Brasil (Praia da Taíba, CE): Revista de Gestão Costeira Integrada, **14**: 471–482, doi:10.5894/rgci488.

Mentaschi, L., Vousdoukas, M.I., Pekel, J.F., Voukouvalas, E., and Feyen, L., 2018, Global long-term observations of coastal erosion and accretion: Scientific Reports **8**:1–11, doi:10.1038/s41598-018-30904-w.

Conceição R.A., Teixeira S.G, 2016, Ação emergencial para reconhecimento de áreas de alto e muito alto risco a movimentos de massa e enchentes Salinópolis - Pará. Disponivel em: https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/20561. Acesso em maio de 2024

Muehe, D., 2010, Brazilian coastal vulnerability to climate change: Pan-American Journal of Aquatic Sciences, **5**: 173–183. Disponível em: https://panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_5(2)_173-183.pdf Acesso em setembro de 2024.

Munk, W.H., Traylor, M.A., 1947, Refraction of Ocean Waves: A Process Linking Underwater Topography to Beach Erosion: **55**: 1–26, doi:10.1086/625388.

Nascimento, W.R., Souza-Filho, P.W.M., Proisy, C., Lucas, R.M., Rosenqvist, A., 2013, Mapping changes in the largest continuous Amazonian mangrove belt using object-based classification of multisensor satellite imagery: Estuarine, Coastal and Shelf Science, **117** 83–93. doi:10.1016/J.ECSS.2012.10.005.

Neal, W.J., Pilkey, O.H., Cooper, J.A.G., and Longo, N.J., 2018, Why coastal regulations fail: Ocean & Coastal Management, **156:** 21–34, doi:10.1016/J.OCECOAMAN.2017.05.003.

Nerem, R.S., et al. 2018, Climate-change–driven accelerated sea-level rise detected in the altimeter era: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, **115.** https://doi.org/10.1073/pnas.1717312115

Nicholls, R.J., Cazenave, A., 2010, Sea-Level Rise and Its Impact on Coastal Zones: Science, **328** doi:10.1126/SCIENCE.1185782.

Nogueira, A.C.R. et al., 2021, Upper Oligocene-Miocene deposits of Eastern Amazonia: Implications for the collapse of Neogene carbonate platforms along the coast of northern Brazil: Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, **563.** doi:10.1016/J.PALAEO.2020.110178.

Nordstrom, K.F., Lampe, R., Jackson, N.L., 2007, Increasing the dynamism of coastal landforms by modifying shore protection methods: examples from the eastern German Baltic Sea Coast: Environmental Conservation, **34:** 205–214. doi:10.1017/S037689290700416X.

Nyandwi, N., 2002, Survey of the extent of human-induced beach erosion problems in Tanzania, Institute of Marine Sciences, University of Dar es Salaam, Disponível em: https://eo-college.org/courses/hazards-and-disasters/lessons/floods/topics/flood-mapping-a-global-challenge/ Acesso em Junio de 2024

Pereira, L.C.C., Pinto, K.S.T., Da Costa, K.G., Vila-Concejo, A., Da Costa, R.M., 2012, Oceanographic Conditions and Human Factors on the Water Quality at an Amazon Macrotidal Beach: **28.** doi:10.2112/JCOASTRES-D-11-00032.1.

Pinheiro C.P. et al. 2020, Análise dos impactos socioambientais na zona costeira do município de Salinópolis/PA: DRd - Desenvolvimento Regional em debate, **10**: 222–244, doi:10.24302/DRD.V10I0.2553.

Pontius, R.G., Millones, M., 2011, Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment: International Journal of Remote Sensing, **32.** doi:10.1080/01431161.2011.552923.

Powell, E.J., Tyrrell, M.C., Milliken, A., Tirpak, J.M., Staudinger, M.D., 2019, A review of coastal management approaches to support the integration of ecological and human community planning for climate change: Journal of Coastal Conservation, **23**:1–18. doi:10.1007/S11852-018-0632-Y/TABLES/3.

Ranieri, L.A., 2014, morfodinâmica costeira e o uso da orla oceânica de salinópolis (nordeste do pará, brasil). PhD Theses. Universidade Federal do Pará, 216p.

Ranieri, L.A., El-Robrini, M., 2015, Evolução da linha de costa de Salinópolis, Nordeste do Pará, Brasil: Pesquisas em Geociências, **42**:207–226, doi:10.22456/1807-9806.78121.

Ranieri, L.A., El-Robrini, M., 2016, Oceanographic Condition, Use and Occupation of the Salinópolis Coastline (Corvina-Atalaia Sector), Northeastern of Pará, Brazil: Journal of Integrated Coastal Zone Management, **16:**133–146, doi:10.5894/rgci565.

Reguero, B.G., Losada, I.J., and Méndez, F.J., 2019, A recent increase in global wave power as a consequence of oceanic warming: Nature Communications **10**: 1–14, doi:10.1038/s41467-018-08066-0.

Reguero, B.G., et al. 2021, The value of US coral reefs for flood risk reduction: Nature Sustainability **4**, p. 688–698, doi:10.1038/s41893-021-00706-6.

Ribon, H.C., et al. 2017, Turismo como potencial para promoção do desenvolvimento local sustentável no Atalaia, em Salinópolis/PA: Revista Grifos, **26**: 96–124, doi:10.22295/GRIFOS.V26I43.3872.

Rossetti D. de F. 2006. Evolução sedimentar miocênica nos estados do Pará e Maranhão. *Geologia USP*. Série Científica, **6**: 7–18. doi:10.5327/S1519-874X2006000300003.

Rudorff, F.M., Bonetti, J., 2010, Avaliação da suscetibilidade à erosão costeira de praias da ilha de santa catarina: Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology **14:** 9-20. doi:10.14210/bjast.v14n1.p9-20

Santos, A.M.A. et al., 2021, Geografia física aplicada com o geoprocessamento nos municípios de Salinópolis e São João de Pirabas: Natural Resources, **11**: 30–40, doi:10.6008/cbpc2237-9290.2021.002.0005.

Scherer, M., 2013, Gestão de Praias no Brasil: Subsídios para uma Reflexão: Revista de Gestão Costeira Integrada, **13**: 3–13, doi:10.5894/RGCI358.

SEDOP, 2022, Estado entrega orla da Beira-mar reconstruída, fortalecendo o turismo em Salinópolis: Disponível em: https://agenciapara.com.br/noticia/40484/estado-entrega-orla-da-beira-mar-reconstruida-fortalecendo-o-turismo-em-salinopolis. Acesso em agosto 2024.

Semeniuk, V., 1994, Predicting the Effect of Sea-Level Rise on Mangroves in Northwestern: Source: Journal of Coastal Research, **10**: 1050-1076. Disponível em: http://www.jstor.org/stable/4298296Accessed:28/12/200901:31. Acesso Fevereiro 2024.

Serrão I.C.G. 2023. *Forçantes naturais e antrópicas sobre os manguezais de Salinópolis - Pará*. Orientador: Marcelo Cancela Lisboa Cohen. MS Dissertation, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Universidade Federal do Pará, Belém, xiii, 42 p. Disponível em: https://openurl.ebsco.com/contentitem/ir00573a:riufpa.2011.16229?sid=ebsco:plink:crawler&id=ebsco:ir00573a:riufpa.2011.16229&crl=c. Accesso em: August 2024.

Serviço Geológico do Brasil, 2016. *Prevenção de desastres*. Disponivel em: https://geoportal.sgb.gov.br/desastres/ Acesso em Novembro 2024.

Short A.D. (ed.). 1999. *Handbook of beach and shoreface morphodynamics*. Chichester, John Wiley & Sons.

Small, C., 2003, A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones Remote Sensing of Urban Dynamics View project Remote Sensing and Geospatial Data Analysis of Barr Al Hikman Intertidal Ecosystem: Implications of Cascading Predator-prey Effects in a Pristine Seagrass-based Food Web View project: Article in Journal of Coastal Research, **19:** 584-599 doi:10.2307/4299200.

Souza E.M. da S. & Andrade M.M.N. de. 2024. Dinâmica da linha de costa na Zona Costeira Amazônica: estudo de caso na ilha de Atalia (Salinópolis, PA). *Revista Brasileira de Geografia Física*, **17**: 2911–2929. doi:10.26848/RBGF.V17.4.P2911-2929.

Souza Filho P.W.M. 2005. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Revista Brasileira de Geofísica*, **23**: 427–435, doi:10.1590/S0102-261X2005000400006.

Suguio K. 1992. *Dicionario de geologia marinha*: com termos correspondentes em ingles, frances e espanhol. Disponível em: https://repositorio.usp.br/item/000826786. Accesso em: November 2024.

Szlafsztein, C., Sterr, H., 2007, A GIS-based vulnerability assessment of coastal natural hazards, state of Pará, Brazil: Journal of Coastal Conservation, **11**: 53–66, doi:10.1007/S11852-007-0003-6/FIGURES/7.

Teixeira, S.G., Bandeira, Í.C.N., Dantas, M.E., 2021, Shoreline Variation and Identification of Local Erosion Geoindicators on the Brazilian Amazon Coast: **37**: 1088–1098, doi:10.2112/JCOASTRES-D-20-00164.1.

Temmerman, S., Kirwan, M.L., 2015, Building land with a rising sea: Science, **349**: 588–589, doi:10.1126/SCIENCE.AAC8312.

Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T.J., Herman, P.M.J., Ysebaert, T., De Vriend, H.J., 2013, Ecosystem-based coastal defence in the face of global change: Nature 2013 504:7478, **504**: 79–83, doi:10.1038/nature12859.

Thomas, N., Lucas, R., Bunting, P., Hardy, A., Rosenqvist, A., Simard, M., 2017, Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010: PLOS ONE, **12**. doi:10.1371/JOURNAL.PONE.0179302.

Tomlinson, P.B., 2016, The Botany of Mangroves:
Cambridge University Press doi:10.1017/CBO9781139946575.

Vasquez L.M., Rosa-Costa, L.T., 2008, Geologia e recursos minerais do Estado do Pará : texto explicativo do mapa geológico e de recursos minerais do Estado do Pará : escala 1:1.000.000: CPRM-Serviço Geológico do Brasil, 328 p. Disponível em: https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/10443?mode=full

Walker, I.J., 2020, Aeolian (windblown) sand transport over beaches: Sandy Beach Morphodynamics, 213–253, doi:10.1016/B978-0-08-102927-5.00010-2.

Williams, A.T., Rangel-Buitrago, N., Pranzini, E., Anfuso, G., 2018, The management of coastal erosion: Ocean & Coastal Management, **156**: 4–20, doi:10.1016/J.OCECOAMAN.2017.03.022.

Wright, L.D., Short, A.D., 1984, Morphodynamic variability of surf zones and beaches: A synthesis: Marine Geology, **56**: 93–118, doi:10.1016/0025-3227(84)90008-2.

Yao Q., Cohen M.C.L., Liu K.B., Souza A.V.de, Rodrigues E. 2022. Nature versus Humans in Coastal Environmental Change: Assessing the Impacts of Hurricanes Zeta and Ida in the Context of Beach Nourishment Projects in the Mississippi River Delta. *Remote Sensing*, **14** doi:10.3390/RS14112598/S1.

Yuhi M. 2008. Impact of Anthropogenic Modifications of a River Basin on Neighboring Coasts: Case Study. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, **134:** 336–344, doi:10.1061/(ASCE)0733-950X(2008)134:6(336).