

UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
SUSTENTABILIDADE DE ECOSSISTEMAS COSTEIROS E
MARINHOS

VICTÓRIA WALCZAK NEVES

Erosão Costeira em Unidades de Conservação no
litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil

SANTOS
2024

VICTÓRIA WALCZAK NEVES

**Erosão Costeira em Unidades de Conservação no
litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil**

Dissertação apresentada a
Universidade Santa Cecília como
parte dos requisitos para
obtenção de título de Mestre em
Ecologia, sob a orientação do
Prof. Dr. Renan Braga Ribeiro e
coorientação da Profa. Dra.
Ursulla Pereira Souza.

**SANTOS
2024**

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, pelo financiamento concedido, que tornou possível esta pesquisa.

Ao meu orientador Professor Dr. Renan Braga Ribeiro por aceitar o desafio de me orientar desde a graduação, por me apresentar ao sensoramento remoto, pelo incentivo na área da pesquisa, por todos os ensinamentos, oportunidades, suporte e parceria durante estes anos.

À minha coorientadora e coordenadora do mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, professora Dra. Ursulla Pereira Souza, pela oportunidade, confiança e por me acolher tão carinhosamente desde meu ingresso no mestrado. Pela paciência, tempo, cuidado e dedicação. Por todos os ensinamentos preciosos e pela amizade.

À Universidade Santa Cecília (Unisantia), por meio do curso de mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, pelo aprendizado proporcionado.

À Sandra Helena Aparecida de Araújo (Sandrinha) e à Imaculada Scorza (Ima) por todo suporte, dedicação e cuidado.

Ao NPH (Núcleo de Pesquisas Hidrodinâmicas) e LABOMAC (Laboratório de Biologia de Organismos Marinhos e Costeiros) pela infraestrutura e aos colegas dos laboratórios, em especial ao Prof. Me. Matheus Souza Ruiz e ao Me. João Henrique Alliprandini da Costa pelo acolhimento, ensinamentos e momentos de descontração.

Aos professores da Banca Examinadora de Defesa pela atenção, disponibilidade e colaborações.

À professora Dra. Laís Samira Correia Nunes pelas valiosas dicas no exame de qualificação, pela atenção, contribuições, aprendizados e pelas conversas tão necessárias.

Ao professor Dr. Camilo Dias Seabra Pereira, também por suas valiosas dicas no exame de qualificação, pela atenção, pelas contribuições e ensinamentos durante todo o mestrado.

À professora Dra. Milena Ramires pelos ensinamentos e

contribuições, com destaque a sua disciplina de campo à Barra do Una, onde o primeiro esboço da ideia da minha dissertação surgiu e o primeiro mapeamento de linha de costa foi feito.

Ao professor Dr. Roberto Pereira Borges pelas dicas e contribuições durante a avaliação do ENPG (Encontro Nacional de Pós-Graduação).

Aos professores da pós-graduação em Ecologia e Ciência e Tecnologia Ambiental por todo o aprendizado e acolhimento.

Aos meus professores do curso de graduação em Biologia da Universidade Santa Cecília, que através de seus ensinamentos me proporcionaram a base necessária para prosseguir em minha vida acadêmica. Em especial ao professor Dr. Daniel Siquieroli Vilas Boas, ao professor Dr. Fabio Giordano e a profa. Dra. Brigitte Rieckmann M. dos Santos que me incentivaram a iniciar o mestrado após a graduação.

Aos meus pais, Ricardo e Silvia, e tia, Suzana, por todo o amor, carinho, cuidado, investimentos e apoio incondicional durante toda a minha vida. Ao meu amor, Italo, pelo companheirismo e parceria. Por continuar acreditando em mim, mesmo quando eu desacreditei, e ser meu porto seguro nos dias mais difíceis. A minha gatinha e fiel companheira, Sasha, pelo suporte emocional e pela companhia durante a escrita da dissertação até seus últimos dias de vida.

A Deus, por tudo e por tanto.

RESUMO

Os impactos causados pelas mudanças climáticas nos últimos anos em Zonas Costeiras urbanas são retratados em diversos estudos ao redor do mundo. Entretanto, estudos voltados para avaliação de áreas costeiras não ocupadas por populações humanas ainda são escassos. Considerando a importância da manutenção destas áreas protegidas e a necessidade de compreendermos sua exposição ao cenário atual de mudanças climáticas, este estudo teve como objetivo analisar a evolução da linha de costa e da cobertura vegetal costeira em três setores localizados dentro de Unidades de Conservação no litoral sul do estado de São Paulo, entre os anos de 2018 e 2023. Nossa hipótese central postulou que essas áreas, aparentemente protegidas, estão atualmente suscetíveis a intensos processos erosivos. Para mapeamento de linha de costa e cobertura vegetal costeira foram obtidas imagens do satélite SENTINEL-2. As linhas de costa foram mapeadas através do *Software* CoastSat. A cobertura vegetal costeira foi mapeada através do cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), no *Software* QGIS. A análise dos dados se deu através do *Software* QGIS. Para avaliação das variações de linhas de costa foram calculadas as taxas de *Net Shoreline Movement* (NSM) e *End Point Rate* (EPR). Para avaliar variações da cobertura vegetal costeira, realizamos o cálculo da diferença de NDVIs. Os três setores analisados apresentaram, no ano de 2023, em comparação a 2018, mais de 70% dos transectos com valores de NSM negativos e média EPR inferior a -2,00 m/ano, indicando uma tendência geral de erosão muito alta nos setores. Mais de 70% da extensão da linha de costa recuou em direção ao continente. O balanço entre perdas e ganhos de superfície de faixa de praia foi negativo, assim como o balanço entre supressão e acreção da cobertura vegetal. Os resultados corroboram com nossa hipótese central, destacando a vulnerabilidade desses setores a intensos processos erosivos. Apesar das limitações inerentes ao monitoramento de Zonas Costeiras remotas, destacamos a importância de uma supervisão constante dessas áreas, visando a identificação das causas dos impactos e o desenvolvimento de planos de gestão eficazes para preservar esses ecossistemas dinâmicos e em constante transformação. Estudos futuros devem concentrar esforços na compreensão das causas subjacentes desses impactos, proporcionando *insights* cruciais para a implementação de estratégias de conservação mais efetivas.

Palavras-chave: Zona Costeira; Mudanças Climáticas; Linha de Costa; Cobertura vegetal; Sensoriamento remoto.

ABSTRACT

Coastal Erosion in Environmental Protection Areas in the southern coast of the State of São Paulo, Brazil.

The impacts caused by climate change in recent years in urban Coastal Zones are depicted in various studies worldwide. However, studies focused on evaluating coastal areas not occupied by human populations are still scarce. Considering the importance of maintaining these protected areas and the need to understand their exposure to the current scenario of climate change, this study aimed to analyze the evolution of the coastline and coastal vegetation cover in three sectors located within Conservation Units on the southern coast of the state of São Paulo, between 2018 and 2023. Our central hypothesis postulated that these seemingly protected areas are currently susceptible to intense erosive processes. For mapping the coastline and coastal vegetation cover, images from the SENTINEL-2 satellite were obtained. The coastlines were mapped using the *CoastSat Software*. Coastal vegetation cover was mapped through the calculation of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) using the *QGIS Software*. Data analysis was performed using the *QGIS Software*. To assess variations in coastlines, *Net Shoreline Movement (NSM)* and *End Point Rate (EPR)* were calculated. To evaluate variations in coastal vegetation cover, the difference in NDVIs was calculated. In the year 2023, compared to 2018, the three sectors analyzed showed more than 70% of transects with negative NSM values and an average EPR below -2.00 m/year, indicating a general trend of very high erosion in the sectors. Over 70% of the coastline length retreated towards the continent. The balance between losses and gains in beach strip surface was negative, as well as the balance between suppression and accretion of vegetation cover. Our results support our central hypothesis, highlighting the vulnerability of these sectors to intense erosive processes. Despite the inherent limitations of monitoring remote coastal zones, this study emphasizes the importance of constant supervision of these areas to identify the causes of these impacts and develop effective management plans to preserve these dynamic and ever-changing ecosystems. Future studies should focus on understanding the underlying causes of these impacts, providing crucial *insights* for the implementation of more effective conservation strategies.

Keywords: *Coastal Zone; Environmental Protection Areas; Coastline; Vegetation Cover; Remote Sensing.*

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.	Mapa - Compartimentos do litoral paulista.....	13
Figura 2.	Mapa - Localização da área de estudo.....	15
Figura 3.	Mapa - Setores e Unidades de Conservação.....	16
Figura 4.	Fluxograma metodológico.....	17
Figura 5.	Extração de linha de costa através do <i>Software CoastSat</i>	19
Figura 6.	Ferramenta de validação manual de linha de costa.....	20
Figura 7.	Linhas de costa mapeadas e linhas médias.....	21
Figura 8.	Linhas de costa médias e transectos.....	23
Figura 9.	Imagens NDVI de 2018 e 2023.....	25
Figura 10.	Gráfico da evolução de linha de costa NSM	27
Figura 11.	Mapa – Classificação EPR.....	28
Figura 12.	Mapa – Áreas de faixa de praia em erosão e acreção.....	29
Figura 13.	Mapa – Áreas de vegetação costeira em erosão e acreção.....	30

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
2.1. ÁREA DE ESTUDO	12
2.1.1. Setores	15
2.2. METODOLOGIA	16
2.2.1. Obtenção dos dados	17
2.2.2. Mapeamento das linhas de costa	18
2.2.3. Análise de Dados.....	20
2.2.4. Geração de Linhas Costeiras Médias	20
2.2.5. Análise de Variação da Linha Costeira	21
2.2.6. Movimento Líquido da Linha Costeira (NSM).....	22
2.2.7. Taxa de Ponto Final (EPR).....	23
2.2.8. Mapeamento da Cobertura Vegetal Costeira	24
2.2.9. Análise da cobertura vegetal costeira	25
3. RESULTADOS.....	26
3.1. VARIAÇÕES DE NSM NOS SETORES.....	26
3.2. CLASSIFICAÇÃO DOS SETORES PELA EPR	27
3.3. PERDA E GANHO DE FAIXA DE PRAIA	29
3.4. COBERTURA VEGETAL COSTEIRA	30
4. DISCUSSÃO	31
5. CONCLUSÕES	36
REFERÊNCIAS.....	36

1. INTRODUÇÃO

As Zonas Costeiras (ZCs) constituem um mosaico heterogêneo de ecossistemas (NAGELKERKEN *et al.* 2015). Dentre as principais tipologias encontradas nestas zonas estão os manguezais, restingas, dunas, faixas de praia, promontórios e costões rochosos, recifes, parcéis, bancos de algas e pradarias de fanerógamas, ilhas costeiras e oceânicas e complexos estuarinos. Devido à alta biodiversidade, estas áreas estão entre as mais produtivas do mundo, sendo ecologicamente importantes à escala global e altamente valiosas, fornecendo uma vasta gama de serviços ecossistêmicos (AB'SÁBER, 2000).

Dentre os serviços ofertados pelas ZCs destacam-se a estabilização e a proteção da costa contra processos erosivos, mitigação das mudanças climáticas e acidificação do oceano, sequestro de carbono, desintoxicação de águas poluídas e eliminação de resíduos, fornecimento de abrigo, alimento e repouso para espécies migratórias, “berçários” para vida marinha, além da oferta de serviços culturais como turismo, recreação, estética, experiência espiritual e conhecimento religioso e tradicional (MAGALHÃES *et al.* 2022).

Devido à sua localização entre o oceano e o continente, as ZCs são extremamente dinâmicas, complexas e sensíveis a modificações tanto de ordem natural quanto antrópica (SUGUIO, 2003). Os processos sedimentares que moldam a morfologia das ZCs (erosão, deposição e transporte) são produto de fatores meteorológicos/climáticos, oceanográficos/hidrológicos, geológicos e antrópicos. Dentre os diversos fatores geológicos atuantes, os de maior importância para as praias são os processos sedimentares que determinam o seu balanço sedimentar (SOUZA, 1997).

O balanço sedimentar de uma praia é a relação entre as perdas/saídas e os ganhos/entradas de sedimentos. Quando este balanço for igual a zero, haverá o equilíbrio do sistema praial. No entanto, quando for negativo ou positivo, a praia estará em desequilíbrio sedimentar. O balanço sedimentar negativo (saída/perda de sedimentos maior do que a entrada/ganho) indica um déficit sedimentar, predominando a erosão da praia, com diminuição paulatina de sua largura e a retração da linha de costa. Se o saldo for positivo, a praia tenderá a crescer em largura pela acreção predominante de sedimentos, e a linha de costa progradará (SOUZA, 2009a).

A erosão costeira é considerada atualmente um dos principais problemas das ZCs. No final da década de 80, Bird (1987) já estimava que pelo menos 70% das praias arenosas em todo o mundo estavam sofrendo processos erosivos. Estudos mais recentes apontam que, na maioria dos países, mais de 50% destas regiões encontram-se degradadas. Em nível mundial, 47,9% das ZCs foram fortemente afetadas por populações humanas e apenas 15,5% apresentam baixa pressão antrópica (WILLIAMS *et al.*, 2022). No Brasil, em especial no Estado de São Paulo, a situação não é diferente, uma vez que 33,3% das praias paulistas encontram-se sob risco muito alto de erosão, 20,7% em risco alto, 25,3% sob risco médio, 18,4% em risco baixo e apenas 2,3% (o que corresponde a duas praias) estão sob risco muito baixo de erosão (SOUZA, 2009a).

Algumas das principais causas da erosão costeira no Brasil, segundo o levantamento feito por Souza *et al.* (2005, 2009b), são: i) ausência de fontes de areia/aporte sedimentar naturalmente ineficiente ou como consequência de ações antrópicas através da mineração de areias de praias e sistemas fluviais, desassoreamento de desembocaduras, implantação de estruturas artificiais, destruição de dunas e/ou impermeabilização de terraços marinhos e ocupação da zona pós-praia; ii) presença de amplas zonas de transporte ou trânsito de sedimentos (by-pass), armadilhas de sedimentos naturais, desembocaduras fluviais ou canais de maré; iii) dinâmica de circulação costeira; iv) elevações do nível relativo do mar de curto a longo prazo; e v) fenômenos climáticos-meteorológicos intensos, atuação de sistemas frontais, ciclones extratropicais, ressacas e a atuação intensa do *El Nino*.

Apesar da erosão costeira ser fruto da combinação de uma série de fatores naturais e antrópicos, a maioria dos autores acredita que a principal causa da erosão costeira ao redor do mundo esteja relacionada à elevação do nível do mar. Bruun & Schwartz (1985), por exemplo, concluíram que entre 10 e até 100% das causas da erosão observada nas praias arenosas do planeta poderiam ser atribuídas à elevação atual do nível do mar. Segundo Zhang *et al.* (2004), os fatores naturais responsáveis por processos erosivos, como a elevação do nível do mar, alterações no clima das ondas e no fluxo de sedimentos e eventos extremos (como ressacas e tempestades) estão sendo intensificados pelas mudanças climáticas.

Em 2023, pesquisadores testemunharam uma série extraordinária de recordes quebrados relacionados com as mudanças climáticas. O ritmo rápido dessas mudanças surpreendeu os cientistas e causou preocupação sobre os perigos das condições meteorológicas extremas, dos ciclos de *feedback* climáticos arriscados e da aproximação de pontos de ruptura prejudiciais mais cedo do que o esperado (ARMSTRONG *et al.* 2022; RIPPLE *et al.* 2023). Desta forma, considerando a intensa ocupação das áreas costeiras e o atual quadro de mudanças climáticas e elevação do nível relativo do mar, as ZCs estão cada vez mais expostas aos riscos costeiros, como inundações e erosão costeira (NICHOLLS *et al.* 2010).

Nos últimos anos, houve um aumento no número de estudos evidenciando a intensificação de processos erosivos em ZCs ocupadas por populações humanas, associados às mudanças climáticas (ANDRADE *et al.*, 2019; AHMED *et al.* 2021; AUDÈRE *et al.* 2021; BONALDO *et al.*, 2021; NGUYEN *et al.* 2021; QUEIROZ *et al.* 2022). No entanto, estudos destinados à avaliação das ZCs em áreas de preservação, onde há pouca ou nenhuma interação antrópica, ainda são escassos, sendo crucial reconhecermos que os processos naturais associados à erosão costeira que atingem os centros urbanos litorâneos não se restringem a eles, podendo impactar áreas aparentemente intocadas, como as Unidades de Conservação (UCs).

A percepção de que as ZCs são ambientes sujeitos a mudanças se estabeleceu a medida em que a ocupação humana de sua orla aumentou, de modo que os efeitos erosivos que antes eram ignorados por não causarem prejuízos, passaram a ser vistos como fatores de risco, implicando em questões econômicas e sociais. Entretanto, a erosão costeira em áreas preservadas representa não somente uma ameaça a nossa herança natural, podendo levar ao colapso de importantes ecossistemas costeiros que já foram comprometidos em áreas urbanizadas, mas também traz consequências em cascata para a pesca, o turismo, a segurança das comunidades costeiras e, até mesmo, para a economia regional como um todo (MUEHE, 2001).

Considerando que as ZCs ofertam serviços ecossistêmicos essenciais para a manutenção da vida, que menos de 20% dessas regiões, em escala global, estão protegidas das pressões antrópicas e assumindo que estamos adentrando um território climático desconhecido (RIPPLE *et al.* 2023), estudos

voltados para um diagnóstico da saúde ambiental das ZCs inseridas em áreas de preservação ambiental tornam-se de extrema relevância. Os resultados obtidos através destes estudos contribuem para o entendimento da resposta destas áreas, de suma importância ecológica, aos fenômenos climáticos extremos observados nos últimos anos, dando subsídio à gestão de ZCs para a implementação de estratégias robustas para preservação de seus ecossistemas.

Desta forma, o objetivo deste estudo foi analisar a evolução de linha de costa e a cobertura vegetal costeira em três setores em desequilíbrio (Desembocadura do Rio Una do Prelado, Desembocadura da Barra de Cananeia e o Esporão Arenoso de Ararapira) inseridos em UCs no litoral sul do estado de São Paulo, entre os anos de 2018 e 2023. Através dos nossos resultados, buscamos responder a três perguntas-chave: i) Quanto a linha de costa do ano de 2023 variou em relação a linha de costa do ano de 2018? ii) Qual a intensidade dessa variação? e iii) Quais os impactos dessa variação de linha de costa na cobertura vegetal costeira?

A hipótese principal deste trabalho especula que as ZCs, mesmo em áreas de preservação ambiental, estão sendo impactadas, a curto prazo, por intensos processos erosivos. Espera-se encontrar, para os três setores, maior incidência de taxas de variação de linha de costa negativas no ano de 2023, em relação a 2018, demonstrando uma retração na linha de costa e evidenciando a predominância de processos erosivos nas UCs. Consequentemente, também espera-se encontrar maior supressão da cobertura vegetal costeira em relação a sua acreção, associada aos processos erosivos decorrentes.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O litoral do estado de São Paulo, Brasil, possui cerca de 430 quilômetros de extensão (entre as latitudes 23°30' - 25°S e as longitudes 44°30' - 48°W), partindo do município de Cananéia, ao sul, até o município de Ubatuba, ao norte. A classificação geomorfológica da costa paulista proposta por Ponçano *et al.*, (1999), subdivide o litoral paulista em cinco compartimentos, baseando-se no estudo das praias e considerando indicativos de tendências resultantes de deriva litorânea, que representam a somatória de processos sedimentares ao longo de

dezenas de anos. Utilizamos a classificação proposta por Tessler *et al.* (2006), a qual foi baseada em Ponçano *et al.* (1999), com exceção do Compartimento de Cananéia a Praia Grande, que foi subdividido em duas partes.

Na classificação proposta por Tessler *et al.* (2006), em seu estudo sobre erosão e progradação ao longo de todo o litoral paulista, a costa de São Paulo é dividida em seis grandes compartimentos (Figura 1): Compartimento Ilha do Cardoso – Serra do Itatins, Compartimento Peruíbe - Praia Grande, Compartimento Santos – Bertioga, Compartimento Bertioga - Toque-Toque, Compartimento Toque-Toque – Tabatinga e Compartimento Tabatinga – Picinguaba.

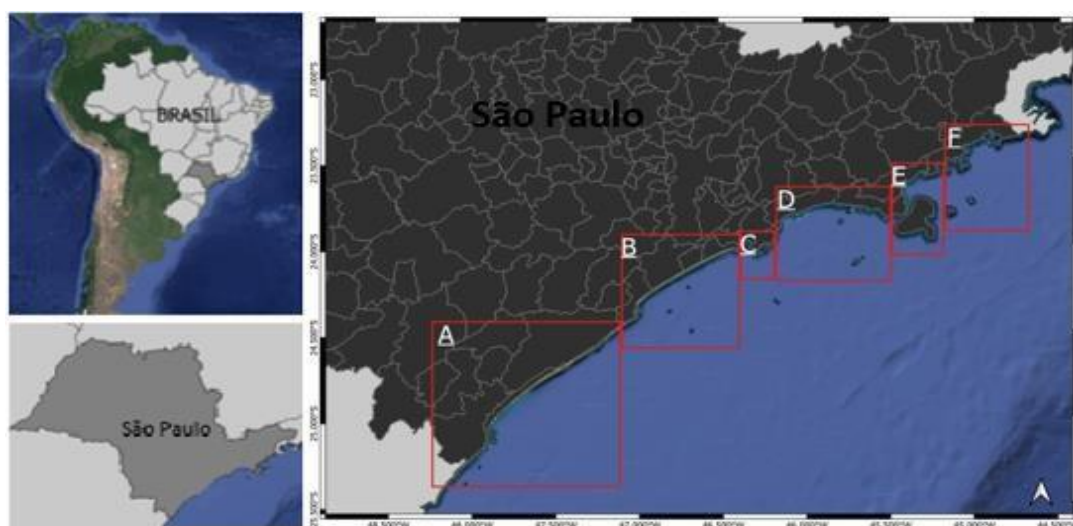


Figura 1. Compartimentos do litoral paulista, segundo a classificação de Tessler *et al.* (2006); A - Ilha do Cardoso – Serra do Itatins; B - Peruíbe - Praia Grande; C - Santos – Bertioga; D - Bertioga - Toque-Toque; E - Toque-Toque – Tabatinga; F - Tabatinga – Picinguaba.

Fonte: Elaborado pela autora, 2023

Os autores identificaram 19 pontos de desequilíbrio no processo sedimentar erosivo-deposicional distribuídos entre os seis compartimentos analisados. Destes, quatro integram o Compartimento Ilha do Cardoso – Serra do Itatins, localizado na porção sul do estado de São Paulo, compreendendo o Sistema Cananéia-Iguape e os setores Barra do Ribeira - Maciço da Juréia e Rio Verde - Barra do Una, na Planície Costeira Cananéia-Iguape. Este compartimento engloba ainda a planície do Guaraú, na Serra do Itatins.

O Compartimento Ilha do Cardoso – Serra do Itatins está localizado no Sudoeste do Atlântico Sul (SWSA). Em geral, esta região apresenta praias dissipativas de alta energia e de predominância na deriva litorânea para NE,

abertas para os sistemas de ondas de maior energia provenientes de S-SSE. As praias dissipativas de alta energia possuem a terceira morfodinâmica com maior mobilidade e suscetibilidade à erosão costeira (SOUZA, 2012).

O Complexo Estuarino Lagunar de Cananeia-Iguape é uma das mais importantes áreas úmidas da costa brasileira em termos de biodiversidade e produtividade natural. É reconhecido nacional e internacionalmente como o terceiro ecossistema mais produtivo do Atlântico Sul, devido à preservação de suas características ambientais, sendo considerado como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em 1993 (UNESCO, 1993), bem como Sítio do Patrimônio Mundial Natural, do conhecimento científico e da preservação de valores humanos e do saber tradicional com vistas a modelos de desenvolvimento sustentável (UNESCO, 1999).

Além disso, o litoral sul paulista é a região costeira do estado que apresenta os maiores remanescentes contínuos de Mata Atlântica do Brasil, 70% do ecossistema de restinga de todo o estado de São Paulo e florestas de manguezais em ótimo estado de conservação, propiciando abrigo e alimentação para inúmeras espécies de aves, peixes marinhos e dulcícolas, assim como crustáceos, tornando a região extremamente importante em termos de biodiversidade e produção pesqueira local (MENDONÇA *et al.* 2015).

Os setores em desequilíbrio do Compartimento Ilha do Cardoso – Serra do Itatins estão localizados nas ligações do Sistema Cananéia-Iguape e Peruíbe com o mar e, assim como as demais áreas em desequilíbrio identificadas no litoral do estado de São Paulo, os segmentos submetidos a processos erosivos ou acrescionais apresentam-se de forma restrita e pontual na linha de costa, divergindo de outros estados brasileiros, por não possuírem grandes extensões praias (TESSLER *et al.* 2006).

Neste estudo foram analisados três dos quatro pontos de instabilidade identificados no Compartimento Ilha do Cardoso – Serra do Itatins, todos em UCs, nomeados como Setor 1, Setor 2 e Setor 3, sendo eles, respectivamente: Desembocadura do Rio Una do Prelado, Desembocadura da Barra de Cananeia e o Esporão Arenoso de Ararapira (Figura 2).

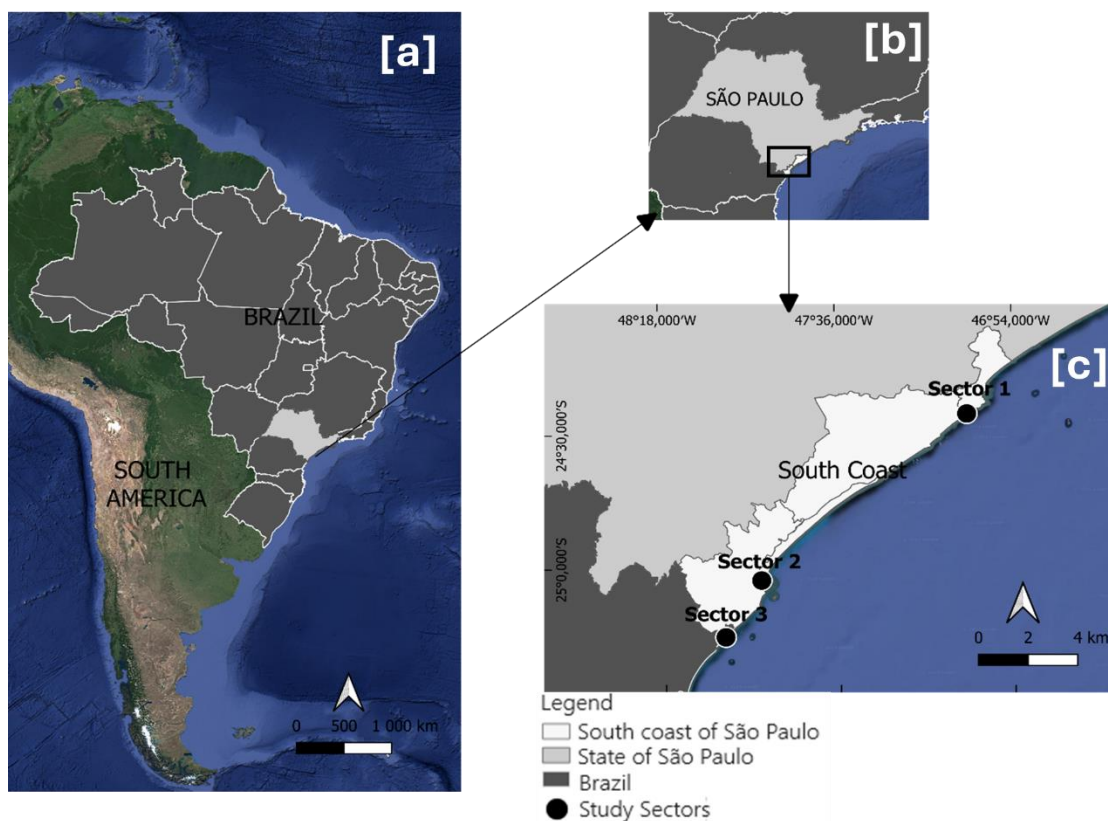


Figura 2. Localização da área de estudo: [a] América do Sul com destaque para o Brasil, incluindo o estado de São Paulo; [b] Estado de São Paulo com polígono delimitando o litoral sul; [c] Litoral sul do estado de São Paulo com destaque para o Setor 1 (Desembocadura do Rio Una do Prelado), Setor 2 (Desembocadura da Barra de Cananeia) e Setor 3 (Esporão Arenoso de Ararapira).

Fonte: Elaborado pela autora. 2023.

2.1.1. Setores

O Setor 1 abrange a área adjacente à desembocadura do rio Una do Prelado, situada entre duas UCs. Ao norte do estuário está a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Barra do Una (RDSBU), no município de Peruíbe, São Paulo. Ao sul, a Estação Ecológica Juréia-Itatins (EEJI), no município de Iguape, São Paulo. Foram mapeados 4,21 km de linha de costa, abrangendo desde a Praia da Barra do Una, ao norte ($24^{\circ}26'09''\text{S } 47^{\circ}03'32''\text{W}$) até a Praia de Una no sul ($24^{\circ}27'12''\text{S } 47^{\circ}05'20''\text{W}$) (Figura 3a, 3b).

O Setor 2, também posicionado entre duas UCs, abrange a região próxima à Desembocadura da Barra de Cananeia. Ao norte da desembocadura fica a Área de Proteção Ambiental Ilha Comprida (APAIC), situada no município de Ilha Comprida, São Paulo. Ao sul, está o Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), no município de Cananéia, São Paulo. Neste setor foram mapeados 15,49 km de linha de costa, estendendo-se desde a Praia da Boa Vista, ao norte

(25°00'46"S-47°52'22"W), até a Ponta de Itacuruça, ao sul (25°06' 15"S 47°53'46"W) (Figura 3a, 3c).

O Setor 3 abrange a área conhecida como Esporão Arenoso do Ararapira, localizada ao sul do Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), no município de Cananéia, São Paulo. O mapeamento da linha costeira nesta região foi realizado desde a Praia de Ararapira, ao norte (25°13'49"S-48°00'48"W), até a antiga foz do Canal de Ararapira, ao sul (25°19'03"S -48°06'10"W) (Figura 3a, 3d).

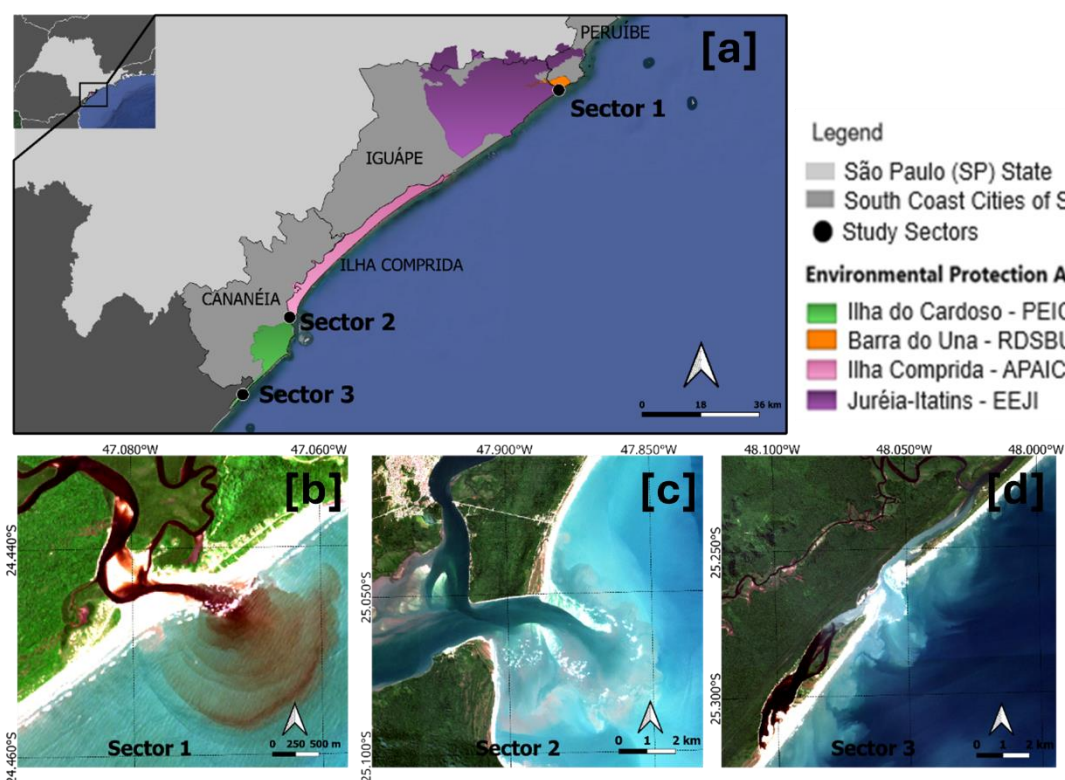


Figura 3. Localização da área de estudo com [a] Unidades de Conservação onde estão inseridos: Reserva de Desenvolvimento Sustentável da Barra do Una (em laranja), Estação Ecológica Juréia-Itatins (em roxo), Área de Proteção Ambiental Ilha Comprida (em rosa) e Parque Estadual Ilha do Cardoso (em verde) onde estão inseridos [b] Setor 1, [c] Setor 2 e [d] Setor 3.

2.2. METODOLOGIA

Foram obtidas e processadas imagens de satélite para identificar as variações das linhas de costa e cobertura vegetal costeira entre os anos 2018 e 2023 dos três setores analisados. O fluxograma metodológico com as etapas da obtenção e análise de dados está representado na figura 4.

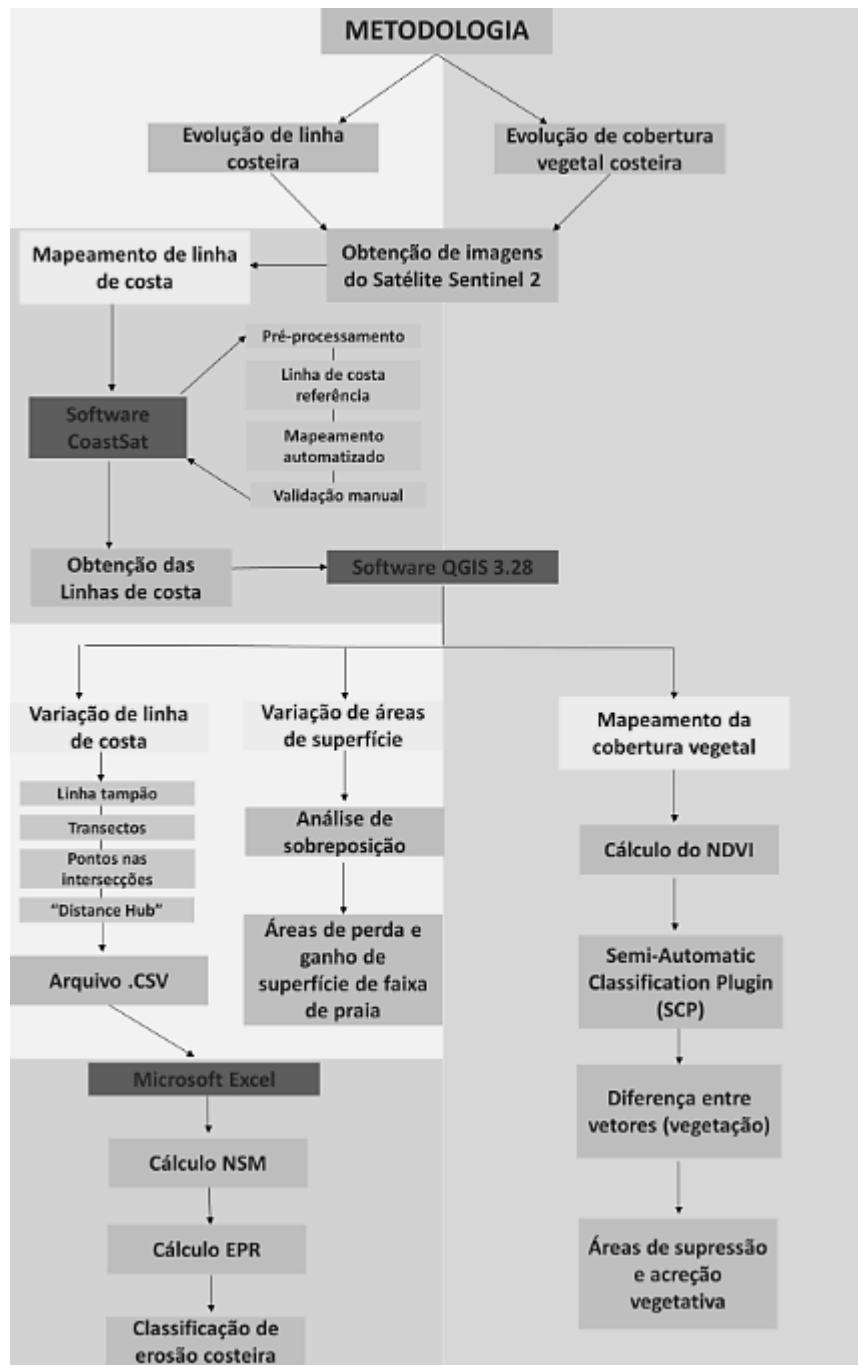


Figura 4. Fluxograma metodológico

2.2.1. *Obtenção dos dados*

Para análise das variações de linha de costa e de cobertura vegetal foram utilizadas imagens do satélite SENTINEL-2, nível 2, entre os anos 2018 e 2023, para cada um dos três setores. Lançado em junho de 2015, pela European Space Agency (ESA), com o objetivo de observação da Terra a fim de obter dados sobre vegetação, recursos hídricos, área costeira e umidade do solo, o satélite

SENTINEL-2 é composto pelo instrumento sensor MultiSpectral Instrument (MSI) que possui 13 bandas espectrais, onde as bandas do visível e infravermelho possuem resolução espacial de 10 m, as variações das bandas *red edge* e bandas infravermelhas de onda curta contam com resolução espacial de 20 m e as bandas para correções atmosféricas como aerossóis, vapor de água e cirrus possuem resolução de 60 m (ESA, 2020).

O mapeamento da linha costeira foi realizado com o *Software CoastSat*, no qual todas as imagens do satélite SENTINEL-2 disponíveis dos anos 2018 e 2023 foram adquiridas via *Google Earth Engine*. Para analisar a cobertura vegetal costeira, adquirimos a imagem mais antiga de 2018 e a mais recente de 2023 através do *SentinelHub*, EO Browser, um portal que fornece imagens de nível 2A (S2L2A), pré-processadas e corrigidas. Todos os conjuntos de dados de satélite foram adquiridos com menos de 5% de cobertura de nuvens.

2.2.2. Mapeamento das linhas de costa

Para mapeamento das linhas de costa foi utilizada a ferramenta CoastSat, um *Software* de código aberto escrito em Python que permite a obtenção de séries temporais da posição da costa através de imagens de satélite. O kit de ferramentas CoastSat aplica um algoritmo robusto de detecção de linha costeira com resolução de subpixel às imagens de satélite pré-processadas. O algoritmo baseia-se na segmentação de borda subpixel de Liu *et al.* (2017), conforme proposto originalmente por Cipolletti *et al.* (2012).

As linhas costeiras foram mapeadas por setor (1, 2 e 3). As imagens de satélite foram pré-processadas para remoção de pixels nublados e apuração da resolução espacial. Uma linha de costa de referência foi traçada manualmente na imagem de satélite mais antiga adquirida de cada setor, tendo como base a interface areia/água, visto que a linha costeira é definida pelo *Software* como a interface instantânea entre a água e a areia capturada no instante da aquisição da imagem (VOS *et al.* 2019). As coordenadas da linha costeira de referência fornecem uma orientação para as linhas costeiras subsequentes detectadas automaticamente e ajudam a excluir valores discrepantes e falsas detecções.

O mapeamento das demais linhas de costa foi gerado de forma automatizada pelo *Software*, através de duas etapas: uma classificação de imagem supervisionada e a segmentação de borda com resolução subpixel (Figura 5). Na primeira etapa, a classificação de imagem supervisionada é realizada para rotular cada pixel das imagens em uma das quatro classes: 'areia', 'água', 'água branca' ou 'outras características do terreno' (por exemplo, vegetação, edifícios, promontórios rochosos). Na segunda etapa, a segmentação de borda com resolução subpixel foi realizada aplicando-se o Índice de Água por Diferença Normalizada Modificado (MNDWI) em cada uma das imagens classificadas, extraíndo a fronteira entre areia e água de cada imagem, para detecção da linha costeira com uma precisão de 10 m, conforme descrito por Vos *et al.* (2019).

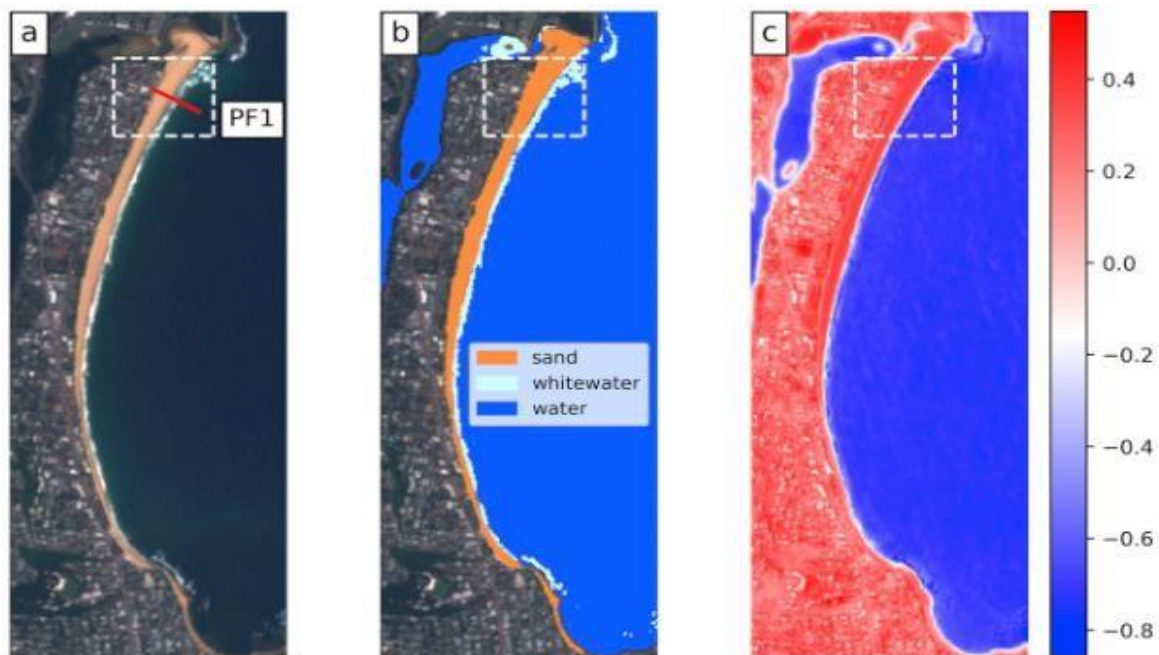


Figura 5. Método de extração de linha de costa através do *Software* CoastSat, demonstrando [a] a imagem de satélite da região de interesse, [b] o resultado da Classificação da Imagem Supervisionada e [c] o resultado da aplicação índice MNDWI.

Fonte: Vos *et al.* (2019)

Após a detecção automatizada das linhas costeiras, cada linha foi validada manualmente, sendo aceita ou recusada, de acordo com sua concordância com a realidade, através da aplicação de uma ferramenta gráfica interativa disponibilizada pelo *Software* (Figura 6). Ao final do processamento, um arquivo GEOjson contendo as linhas de costa mapeadas foi gerado e importado para o *Software* QGIS, para análise das variações de linha de costa.

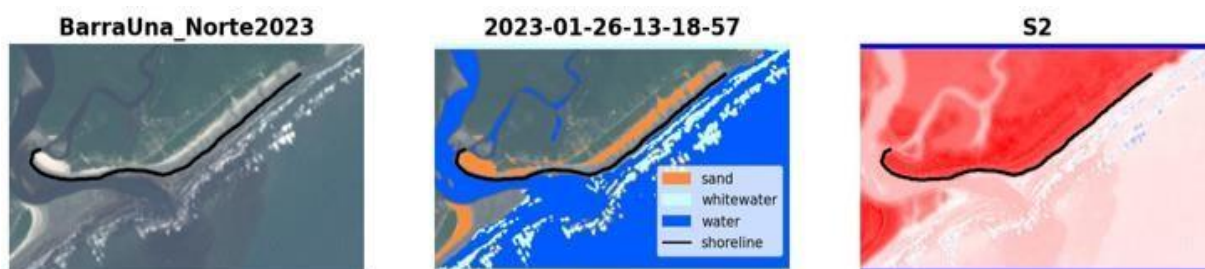


Figura 6. Ferramenta gráfica interativa disponibilizada pelo *Software* CoastSat, com linha de costa mapeada (em preto), respectivamente na imagem RGB, imagem classificada e imagem MNDWI, para validação manual.

Fonte: *Software* CoastSat, 2023

2.2.3. Análise de Dados

As análises dos dados foram realizadas utilizando o *Software* QGIS 3.28, um Sistema de Informação Geográfica (SIG) multiplataforma, de código aberto e de acesso gratuito. Este *Software* permite a visualização, edição e análise de dados georreferenciados. Sua eficácia foi validada em estudos anteriores, como os realizados por Lima *et al.* (2021) e Bombino *et al.* (2022), com foco em mapeamento e análises costeiras.

2.2.4. Geração de Linhas Costeiras Médias

Devido à natureza dinâmica e muitas vezes irregular das costas, que são susceptíveis não só a fatores sazonais, mas também a fenômenos meteorológicos extremos e outros fenômenos transitórios (CHPWDHURY *et al.* 2023), optamos por utilizar a linha costeira média anual para cálculos estatísticos. Esta escolha teve como objetivo mitigar variações temporais abruptas e enfatizar as tendências gerais, proporcionando uma análise mais robusta das mudanças costeiras entre os anos especificados.

Para analisar as alterações nas linhas costeiras, foram utilizadas as linhas costeiras médias dos anos 2018 e 2023 para cada setor. Estas foram mapeadas pelo *Software* CoastSat e importadas para o *Software* QGIS. Usando a ferramenta 'Pontos ao longo da geometria', foram estabelecidos pontos equidistantes, com 20 cm de distância entre si, ao longo das linhas costeiras. Campos X/Y foram adicionados à camada dos pontos para armazenar suas coordenadas geográficas. Por fim, calculamos a média dos campos X e Y para gerar as linhas costeiras médias (Figura 7).

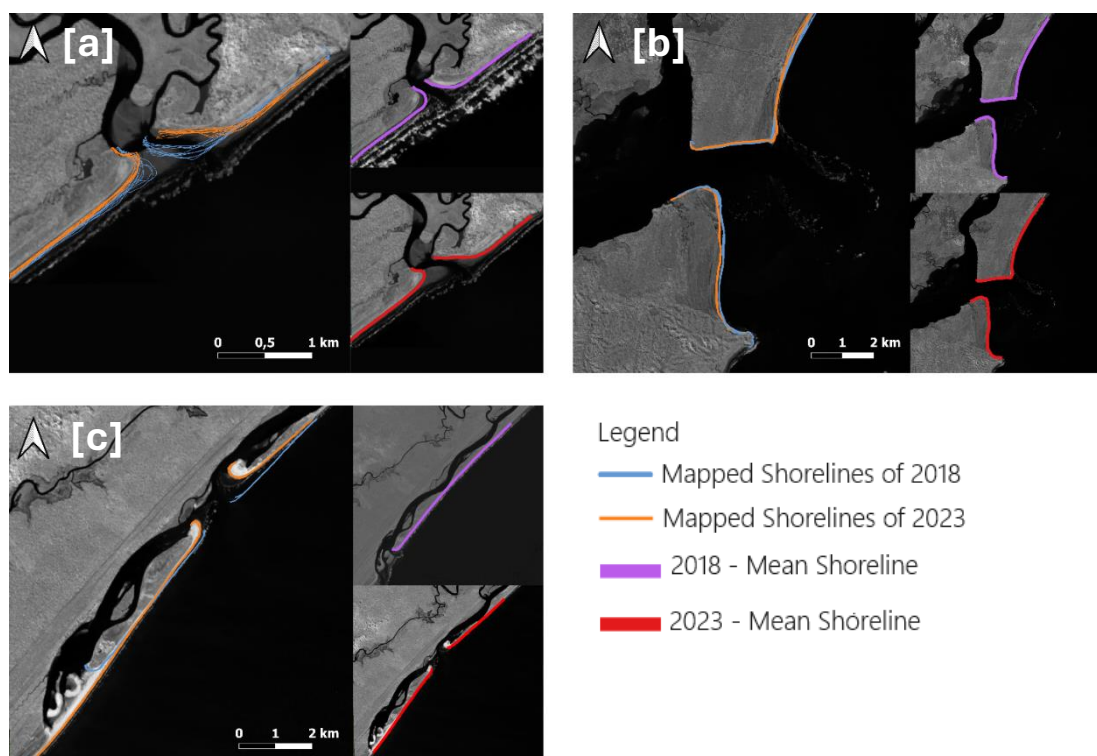


Figura 7 Linhas costeiras traçadas pelo *Software CoastSat* para 2018 (em azul) e 2023 (em laranja) e linhas médias costeiras de 2018 (em roxo) e 2023 (em vermelho) do [a] Setor 1, [b] Setor 2, e [c] Setor 3. Fonte: Elaborado pela autora, 2023

2.2.5. Análise de Variação da Linha Costeira

Dois parâmetros estatísticos foram calculados para avaliar as variações nas linhas costeiras: o Movimento Líquido da Linha de Costa (*Net Shoreline Movement* – NSM) e a Taxa de Ponto Final (*End Point Rate* – EPR), seguindo uma adaptação da metodologia de Sekar *et al.* (2023).

O NSM, expresso em metros, representa o movimento total entre duas linhas costeiras e é determinado pela distância entre a linha costeira mais antiga e a mais jovem em cada transecto (DERELI, 2020). Os valores negativos referentes ao NSM indicam erosão da linha costeira no transecto respectivo, enquanto valores positivos indicam acreção da linha costeira.

A EPR, expressa em metros por ano, é obtida dividindo a distância de deslocamento da linha costeira (NSM) pelo período entre a linha costeira mais antiga e a mais jovem do ano (BAIG *et al.* 2020). Através desta taxa, obtemos uma visão sobre a velocidade que as mudanças costeiras ocorrem.

Os métodos NSM e EPR são comumente empregados em estudos que cobrem períodos curtos, normalmente não excedendo algumas décadas. Esta escolha é motivada pelo fato de ambos os métodos utilizarem apenas duas linhas costeiras (a mais jovem e a mais antiga) para calcular variações, potencialmente mascarando eventos erosivos ou deposicionais intermediários (HAPKE *et al.* 2010). Dado o foco do estudo na avaliação de mudanças específicas de 2023 em comparação com 2018, a seleção destes métodos foi considerada adequada.

Para determinarmos as áreas de superfície de perda e ganho de faixa de praia, as linhas costeiras médias obtidas de cada setor, de 2018 e 2023, foram sobrepostas, convertidas para polígonos e suas áreas calculadas usando um conjunto de ferramentas disponíveis no *Software* QGIS 3.28 (AWAD e EL-SAYED, 2021).

2.2.6. Movimento Líquido da Linha Costeira (NSM)

Para estimar o NSM, uma linha tampão (um *buffer* de 2 km da linha costeira mais jovem) e 20 linhas de transecção equidistantes, perpendiculares às linhas costeiras médias de 2018 e de 2023, foram estabelecidas usando a ferramenta 'transects' (Figura. 8). Nas interseções entre os transectos e as linhas, pontos foram inseridos usando a ferramenta de análise 'Intersecção'. A distância entre os pontos estabelecidos em cada transecto foi calculada através da 'Distance Hub', obtendo-se os valores NSM.

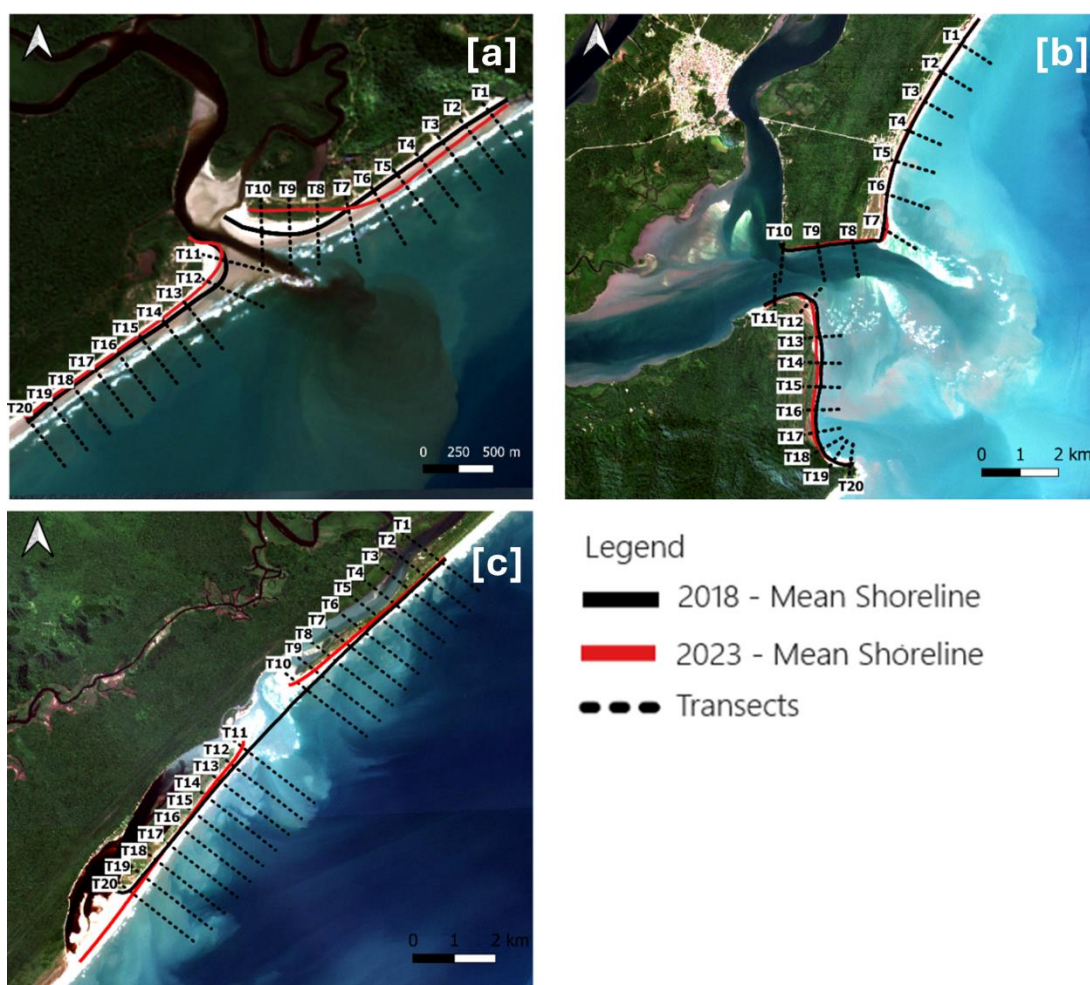


Figura 8. Linhas costeiras médias dos anos de 2018 (em preto) e 2023 (em vermelho) junto com os 20 transectos equidistantes estabelecidos em cada setor: [a] Setor 1; [b] Setor 2; [c] Setor 3.
Fonte: Elaborado pela autora, 2023.

2.2.7. Taxa de Ponto Final (EPR)

A EPR foi calculada dividindo o valor obtido da taxa NSM pelo período entre a linha costeira mais antiga (2018) e a mais recente (2023). Os valores de EPR foram calculados por transecto e posteriormente por setor através de uma média setorial. Os valores obtidos foram então utilizados para classificar tanto os transectos quanto os setores em sete categorias (Tabela 1), seguindo a classificação proposta por Natesan *et al.* (2015).

Tabela 1. Classificação de linha de costa baseada na Taxa de Ponto Fina (EPR).

	Taxa EPR (m/ano)	Classificação da linha de costa
1	<-2	Erosão Muito Alta
2	<-1 to $\geq$ -2	Erosão Alta
3	<0 to $\geq$ -1	Erosão Moderada
4	0	Estável
5	>0 to $\leq$ 1	Acreção Moderada
6	>1 to $\leq$ 2	Acreção Alta
7	>2	Acreção Muito alta

2.2.8. Mapeamento da Cobertura Vegetal Costeira

O mapeamento da cobertura vegetal costeira foi realizado através do cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) utilizando o *Software* QGIS. O NDVI é obtido pela diferença nas refletâncias das bandas espectrais do vermelho e do infravermelho próximo do espectro eletromagnético (LIU *et al.* 2017). Dentre os diversos índices de vegetação, o NDVI é o mais reconhecido e amplamente utilizado em estudos de caracterização e monitoramento da vegetação, permitindo comparações interanuais (PONZONI *et al.* 2007; ARAÚJO *et al.* 2022), além de sua aplicabilidade na classificação da distribuição global da vegetação em relação ao clima (GURGEL *et al.* 2003).

O NDVI foi calculado para a imagem de satélite mais antiga de 2018 e a mais recente de 2023 em cada setor, utilizando as bandas B4 (banda vermelha) e B8 (banda do infravermelho próximo). Como resultado, foram geradas imagens NDVI com valores de pixel variando de -1,0 a 1,0. Valores negativos de NDVI ($\text{NDVI} < 0$) indicam corpos d'água, valores iguais a zero ($\text{NDVI} = 0$) representam solo exposto, valores menores que 0,1 ($\text{NDVI} < 0,1$) referem-se a áreas inférteis, valores entre 0,2 e 0,3 ($0,2 < \text{NDVI} < 0,3$) cobrem áreas de pastagens e arbustos, e valores superiores a 0,6 ($0,6 < \text{NDVI} < 0,8$) representam florestas tropicais e temperadas, denotando a presença de 'vegetação viva' (KARABURUN, 2010). As imagens NDVI geradas para os anos 2018 e 2023, para cada setor, podem ser observadas na figura 9.

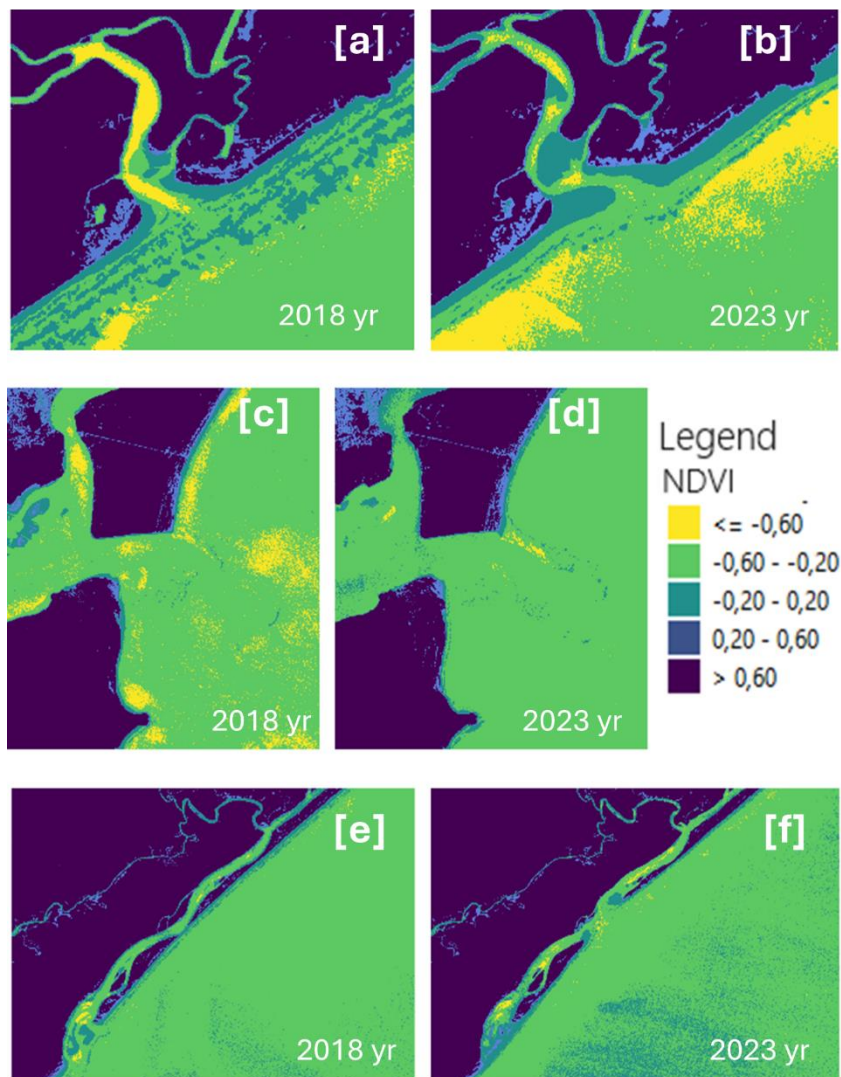


Figura 9. Imagens geradas de NDVI para os anos 2018 e 2023: [a] Setor 1, 2018; [b] Setor 1, 2023; [c] Setor 2, 2018; [d] Setor 2, 2023; [e] Setor 3, 2018; [f] Setor 3, 2023.

Fonte: Elaborado pela autora, 2023.

2.2.9. Análise da cobertura vegetal costeira

Para delinear áreas de cobertura vegetal costeira e identificar supressão ou acréscimo de vegetação no ano de 2023 em comparação com 2018, realizamos classificação supervisionada das imagens NDVI usando o *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP), uma extensão disponível no *Software* QGIS. Durante a etapa de treinamento do SCP, foram definidas duas classes de interesse: ‘vegetação viva’, onde os valores dos pixels ultrapassaram 0,6 (NDVI > 0,6), e ‘outros’, abrangendo pixels abaixo de 0,6 (NDVI < 0,6). Empregamos o algoritmo “distância mínima” para classificação e a opção “Criar vetor” foi selecionada durante a execução.

Após a classificação foram obtidas camadas vetoriais delimitando a área de cobertura vegetal para os anos de 2018 e 2023 em cada setor analisado. Posteriormente, foi calculada a diferença entre as imagens vetorizadas de vegetação de 2018 e de 2023, subtraindo as áreas de vegetação entre os anos, resultando em camadas distintas representando as áreas (em hectares) de acréscimo e supressão de vegetação do ano de 2023 em relação a 2018. A análise da cobertura vegetal costeira foi adaptada da metodologia proposta por Ferrari *et al.* (2011).

3. RESULTADOS

3.1. VARIAÇÕES DE NSM NOS SETORES

A média geral do NSM para o Setor 1 foi de -39,58 m, com valores mínimo e máximo de -212,97 m e 49,58 m, respectivamente. A erosão foi mais pronunciada ao longo dos transectos situados na margem norte da foz do rio Una do Prelado (T9, T10 e T8), enquanto os maiores valores de acreção foram observados em T5, T4 e T6 (Figura 10a). Dos 4,20 km de costa mapeados, aproximadamente 70% apresentaram erosão e 30% acreção (Figura 10b).

No Setor 2, a média geral do NSM foi de -34,86 m, apresentando valores mínimos e máximos de -121,29 m e 100,74 m, respectivamente. Os transectos T14, T15 e T16 apresentaram os maiores valores de erosão, enquanto em T7 houve maior acréscimo (Figura. 10c). Ao longo dos 15,49 km de costa mapeados, aproximadamente 90% exibiram erosão e 10% acreção (Figura 10d).

No Setor 3, a média geral do NSM atingiu -72,35 m, com mínimo de -309,27 m e máximo de 121,72 m. Entre os transectos T10 e T11 observamos a ruptura completa do Esporão Arenoso de Ararapira, que separava o Canal de Ararapira do oceano. Os transectos T10, T9 e T11, situados às margens da nova desembocadura do Canal, apresentaram os maiores valores de erosão. Os três transectos (T18, T19 e T20) próximos à antiga foz do Canal de Ararapira apresentaram valores positivos (Figura 10e). Dos 13,33 km de costa mapeada, aproximadamente 85% apresentaram erosão e 15% acreção (Figura 10f).

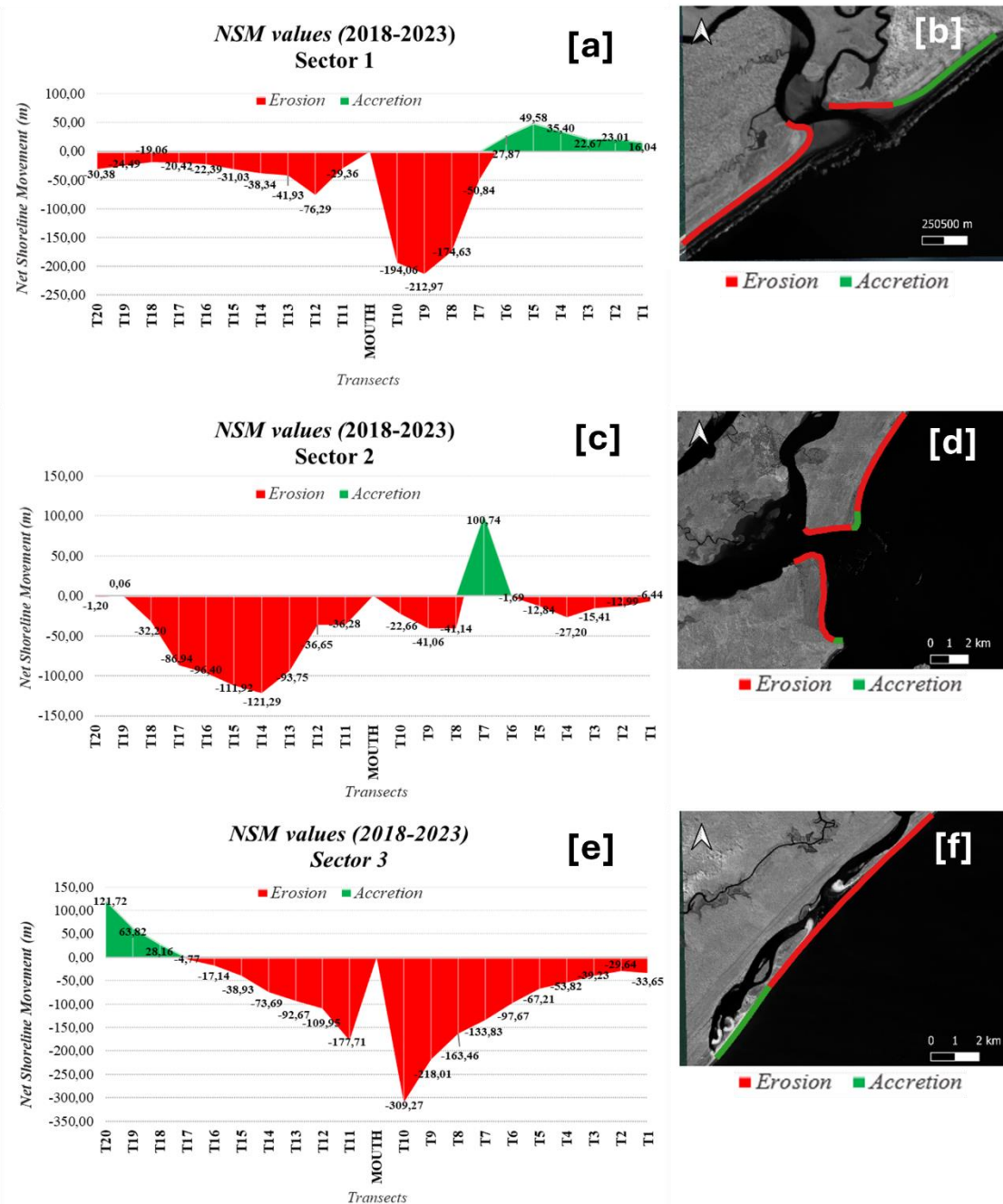


Figura 10. Variação do NSM com valores negativos (em vermelho) e positivos (em verde) do ano de 2023 em comparação com o ano de 2018 do [a] Setor 1, [c] Setor 2, e [e] Setor 3. Extensão das linhas costeiras em erosão (em vermelho) e acreção (em verde) do [b] Setor 1, [d] Setor 2 e [f] Setor 3.
Fonte: Elaborado pela autora, 2023.

3.2. CLASSIFICAÇÃO DOS SETORES PELA EPR

A EPR mínima e máxima para o Setor 1 foi de -42,59 m/ano (erosão muito alta) e 9,92 m/ano (acrecção muito alta), respectivamente. Setenta por cento dos transectos foram classificados sob erosão muito alta ($< -2,0$ m/ano),

enquanto 30% foram classificados sob acreção muito alta ($> 2,0$ m/ano) (Figura 11a).

No Setor 2, a EPR mínima foi de $-24,26$ m/ano (erosão muito alta) e a máxima de $20,15$ m/ano (acreção muito alta). Setenta e cinco por cento dos transectos foram classificados sob erosão muito alta ($< -2,0$ m/ano), 5% sob erosão alta (< -1 a ≥ -2 m/ano), 10% erosão moderada (< 0 a ≥ 1 m/ano), 5% acreção moderada (> 0 to ≤ 1) e 5% sob acreção muito alta ($> 2,0$ m/ano) (Figura 11b).

A EPR mínima e máxima para o Setor 3 foi de $-61,85$ m/ano (erosão muito alta) e $24,34$ m/ano (acreção muito alta), respectivamente. Oitenta por cento dos transectos foram classificados sob erosão muito alta ($< -2,0$ m/ano), 5% sob erosão moderada (< 0 a ≥ 1 m/ano) e 15% sob acreção muito alta ($> 2,0$ m/ano). ano) (Figura 11c).

A EPR média global para o Setor 1 foi de $-7,92 \pm 14,44$ m/ano, para o Setor 2 foi de $-6,97$ m/ano $\pm 9,76$ m/ano e para o Setor 3 foi de $-14,47$ m/ano $\pm 19,12$ m/ano, indicando predominância de erosão muito elevada em todos os setores.

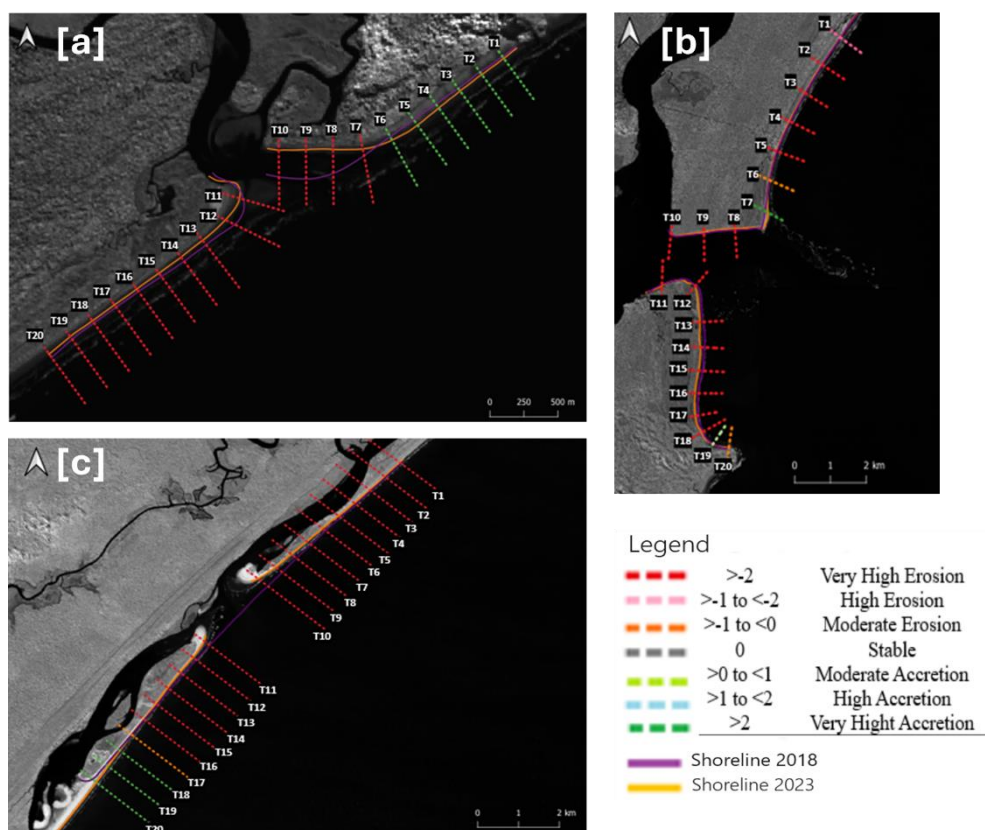


Figura 11. Classificação dos transectos de acordo com a taxa EPR e linhas de costa dos anos de 2018 (em roxo) e 2023 (em laranja) no [a] Setor 1, [b] Setor 2, e [c] Setor 3.

Fonte: Elaborado pela autora, 2023.

3.3. PERDA E GANHO DE FAIXA DE PRAIA

Nas análises de 2023 foram identificados perda (erosão) de 19,29 hectares e ganho (acrecção) de 3,65 hectares de superfície de faixa de praia, em comparação a 2018, no Setor 1 (figura 12a). O Setor 2 apresentou perda de 59,71 hectares e ganho de 5,55 hectares (Figura 12b) e o Setor 3 apresentou perda de 103,59 hectares e ganho de 76,99 (Figura 12c).

Estabelecendo um balanço entre perdas e ganho, o Setor 1 apresentou, em 2023, déficit de -15,64 hectares de superfície de faixa de praia, o Setor 2 de -54,16 hectares e o Setor 3 déficit de -26,60 hectares.

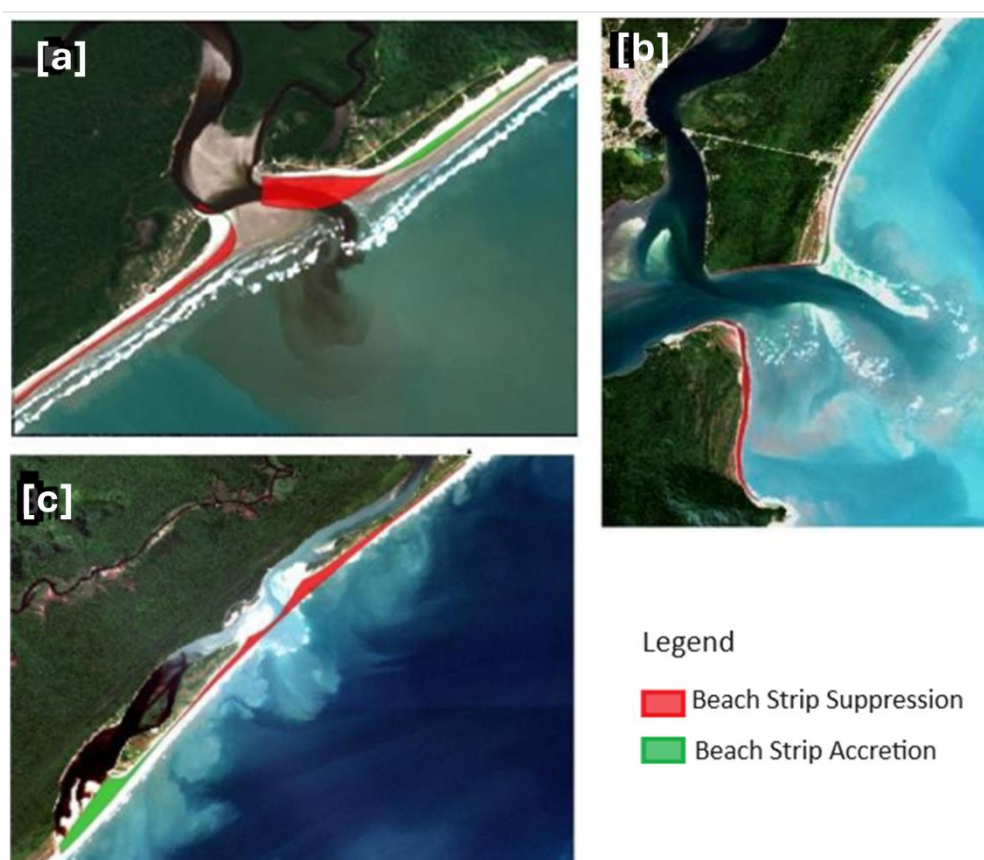


Figura 12. Áreas de erosão (em vermelho) e acreção (em verde) de cobertura de faixa de praia no ano de 2023, em comparação com 2018, no [a] Setor 1, [b] Setor 2 e [c] Setor 3. Fonte: Elaborado pela autora, 2023.

3.4. COBERTURA VEGETAL COSTEIRA

Utilizando o NDVI para calcular a diferença na cobertura vegetal costeira, o Setor 1 apresentou uma supressão de 9,60 hectares e uma acreção de 1,91 hectares em 2023 em comparação com 2018 (Figura 13a). O Setor 2 apresentou supressão de 77,13 hectares e acreção de 0,73 hectares (Fig.13b), enquanto o Setor 3 apresentou supressão de 145,34 hectares e acreção de 30,65 hectares (Fig.13c).

Ao avaliar o equilíbrio global entre a supressão e a acreção de vegetação, a supressão final líquida da cobertura vegetal costeira foi de -7,69 hectares no Sector 1, -76,40 hectares no Sector 2 e -114,69 hectares no Sector 3, entre 2018 e 2023.

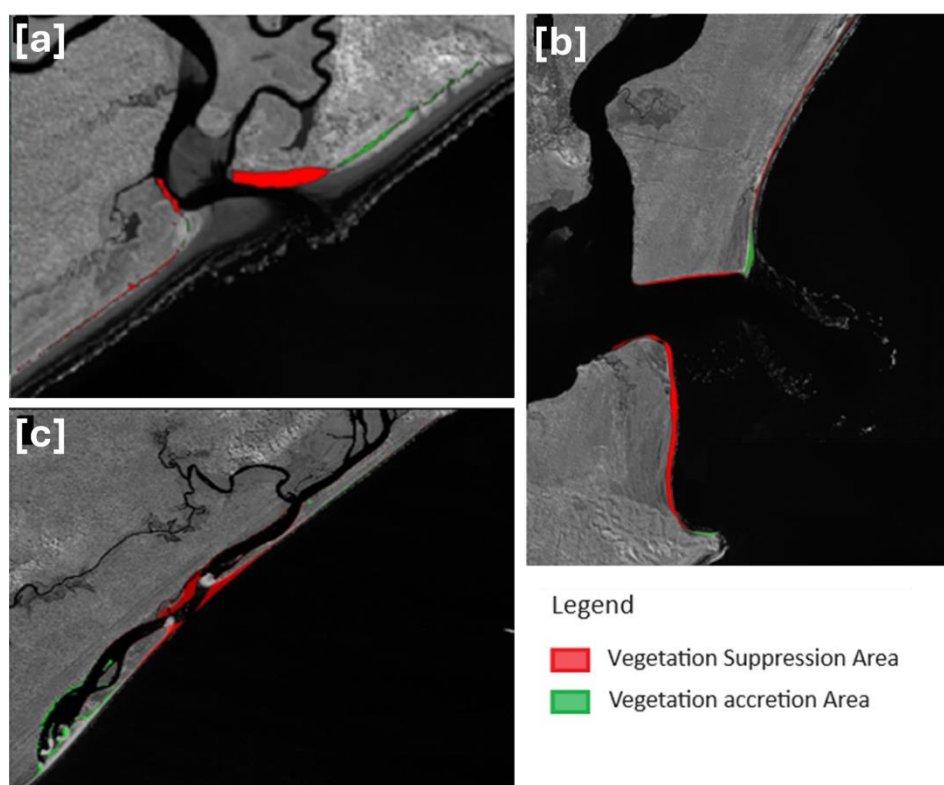


Figura 13. Áreas de vegetação costeira erodidas (em vermelho) e acrecidas (em verde) em 2023, comparado com 2018, no [a] Setor 1, [b] Setor 2 e [c] Setor 3.

Fonte: Elaborado pela autora.

4. DISCUSSÃO

As linhas costeiras dos nossos três setores analisados apresentaram transectos com taxas variadas de NSM e EPR, indicando uma coexistência entre processos de erosão (muito alta, alta e moderada) e acreção (muito alta e moderada). A coexistência e alternância entre processos de erosão e acreção em praias é amplamente documentada na literatura (BITTENCOURT *et al.* 2007; NATESAN *et al.* 2015; DEABES, 2017; AWAD e EL-SAYED, 2021).

Tal simultaneidade observada em nossos setores foi relatada anteriormente por Tessler (1988), Tessler e Mahiques (1993), Tessler e Mahiques (1998), Tessler *et al.* (2006) e Angulo *et al.* (2009), sendo associada a características morfodinâmicas e fisiográficas locais, alterações nos padrões de transporte de sedimentos litorâneos induzidos pelas correntes, ângulo de aproximação das ondas, altura e energia ao longo da costa, bem como alterações hidrodinâmicas em estuários próximos, sendo estas alterações naturais ou induzidas.

Apesar da coexistência de processos erosivos/deposicionais, os três setores apresentaram uma taxa EPR média geral inferior a -2,0 m/ano, indicando uma tendência geral de erosão muito alta. Esses resultados alinham-se com a classificação de risco à erosão costeira das praias do estado de São Paulo, na qual o litoral sul paulista foi identificado com 62,5% de suas praias classificadas sob risco de erosão alto a muito alto (SOUZA e SUGUIO, 2003).

No mesmo estudo, a região metropolitana da Baixada Santista (litoral central), onde encontra-se a maior densidade demográfica do litoral paulista (IBGE, 2023) apresentou valores similares, com 65,3% de suas praias classificadas sob risco de alta a muito alta erosão. A similaridade na proporção de praias classificadas sob alto a muito alto risco de erosão destas duas regiões do litoral paulista demonstra que o litoral sul do estado de São Paulo, uma região com baixa ocupação humana e grande número de UCs, está tão exposto a intensos processos erosivos quanto a região mais densamente povoada do litoral paulista, sendo uma evidência da significativa influência de causas naturais no desencadeamento dos processos erosivos na região (SOUZA e SUGUIO, 2003).

A média geral da EPR variou de -6,97 m/ano no Setor 1 a -14,47 m/ano no Setor 3, valores inferiores (maior erosão) àqueles comumente encontrados em regiões costeiras. De acordo com Luijendijk *et al.* (2018), aproximadamente 24% das praias arenosas em todo o mundo estão sofrendo erosão a taxas inferiores a -0,5 m/ano, e destas, apenas 16% apresentam taxas inferiores a -1 m/ano. Os valores de EPR geralmente não estão abaixo de -10 m/ano (MAZZER e DILLENBURG, 2009; ABSALONSEN e DEAN, 2011; MAHAPATRA *et al.* 2014; JONAH *et al.* 2016). Porém, estudos realizados por Angulo *et al.* (2009) (Paraná), Souza e Luna (2009) (Caraguatatuba) e Macedo *et al.* (2012) (Pernambuco) identificaram taxas de variação inferiores a -10 m/ano em suas áreas de estudo assim como registrado no Setor 3 (-14,47 m/ano).

Os baixos valores de EPR para as regiões costeiras podem ser associados a alta variabilidade morfológica de áreas próximas à foz de rios ou canais de maré e sujeitas a processos naturais rigorosos que ocorrem tanto a curto quanto a longo prazo, como eventos de tempestades, flutuações na dinâmica de circulação costeira e o aumento do nível do mar (GENZ *et al.* 2007; SOUZA e LUNA, 2009; CHAABAN *et al.* 2012; HOANG *et al.* 2015; SANTOS *et al.* 2021). A ocorrência de taxas elevadas de erosão no litoral sul do estado de São Paulo apresenta-se com certa frequência na literatura. Na década de 60, Geobrás (1966) relatou um processo erosivo de 32 m/ano na linha costeira do município de Iguape, próximo a desembocadura de Icapara (próximo ao nosso Setor 2), associando este processo à dinâmica local da desembocadura. Angulo (1993), nos anos 90, evidenciava uma retração de 43 m/ano na desembocadura do Canal de Ararapira (Setor 3, atualmente assoreada).

Nos três setores analisados, as linhas de costa de 2023 ainda apresentaram mais de 70% de seu comprimento (em km) recuados em direção ao continente e um balanço entre ganho e perda de superfície de faixa de praia negativo (Setor 1: -15,64 ha; Setor 2: -54,16 ha; Setor 3: -26,60 ha) em comparação com o ano de 2018, evidenciando uma perda de superfície de faixa de praia. Em estudos onde os processos erosivos foram identificados em 50% ou mais da extensão da linha de costa, os resultados foram associados ao impacto da ação extrema das ondas e deriva litorânea de sedimentos por correntes litorâneas e tempestades (RANGEL-BUITRAGO *et al.* 2015, na costa Colombiana; AWAD e El- SAYED 2021, na costa mediterrânea do Egito; AL

RUHEILI e BOLUWADE 2021, na costa de Al Batinah, no Sultanato de Omã; KADDOUR *et al.* 2022, na costa arenosa da baía de Bou-Ismaïl, Argélia). As perdas de áreas costeiras também foram associadas à elevação do nível do mar (BOSELLO *et al.* 2012; PASSOS *et al.* 2018; BOUSSETTA *et al.* 2022).

No Setor 1 foi identificado intenso processo erosivo em ambas as margens da foz do rio Una do Prelado, onde foram registrados os valores mínimos de NSM e EPR, corroborando resultados previamente descritos por Tessler *et al.* (2006). No Setor 2, a foz da Barra de Cananéia também apresentou valores negativos de NSM e EPR. Processos erosivos ao longo das margens da foz e áreas adjacentes à Barra de Cananéia são documentados desde a década de 1950 (SADOWSKY, 1953; PAOLO e MAHIQUES, 2008; CONTI *et al.* 2012). No Setor 3, foram registrados os menores valores de NSM e EPR nos transectos localizados às margens da nova foz do Canal de Ararapira, podendo indicar que os processos erosivos que causaram o rompimento do cordão arenoso e a formação da nova barra ainda atuam no local. Simultaneamente, os maiores valores de NSM e EPR foram identificados nos transectos próximos à antiga desembocadura do Canal de Ararapira, assoreada entre os anos de 2018 e 2023.

Uma condicionante crucial associada a processos erosivos que deve ser considerada ao analisar os resultados é a forte correlação entre as tendências da linha de costa com a descarga de desembocaduras adjacentes e a variabilidade da precipitação (DADA *et al.* 2015), tendo em vista que os três setores analisados encontram-se próximos a desembocaduras de bacias hidrográficas e estuários. Todos os segmentos praias em desequilíbrio do litoral sul paulista estão localizados nas ligações do Sistema Cananéia-Iguape com o mar, sendo trechos de praia tidos como muito instáveis, com modificações morfodinâmicas em pequeno espaço de tempo (TESSLER *et al.* 2006). Estudos realizados na China (KONG *et al.* 2015) e no Norte do Brasil (RANIERI e EL-ROBRINI, 2020), demonstraram que as variações no escoamento fluvial e na carga de sedimentos, causadas por processos hidroclimáticos, têm influência direta nas costas próximas à foz dos rios, levando a mudanças substanciais na morfologia das praias. Fatores ambientais como energia das ondas e aporte dos rios também contribuem para uma variedade de características deposicionais na

foz e áreas adjacentes (WRIGHT e COLEMAN, 1978), os quais também têm se intensificado com as mudanças climáticas globais.

No balanço entre a supressão e a acreção da cobertura vegetal costeira, observamos uma perda de cobertura vegetal de -7,68 ha no Setor 1, -76,40 ha no Setor 2 e -114,69 ha no Setor 3. A destruição de faixas frontais de vegetação de restinga ou de manguezal, e/ou o soterramento da vegetação, devido à retração da linha de costa sobre o continente são indicadores de erosão costeira (SOUZA, 2001; SOUZA e SUGUIO, 2003). O processo de transporte de sedimentos pode ser alterado pela supressão da vegetação, resultando no desequilíbrio do balanço sedimentar, gerando riscos potencialmente elevados de perda por erosão (MUEHE, 2001). A vegetação atua estabilizadora do ambiente móvel de superfícies arenosas, reduzindo assim a erosão da linha costeira (GONÇALVES *et al.* 2019).

Segundo Kennedy *et al.* (2002), o aumento do nível do mar é uma das principais ameaças para as áreas úmidas do Atlântico Sul. Isto porque, a subida do nível do mar pode submergir áreas de manguezal e de restinga, causando a morte da vegetação por estresse salino ou processos erosivos. O aumento da frequência de eventos extremos, como ressacas, acarreta a diminuição da resiliência e a capacidade de adaptação da vegetação costeira, aumentando a vulnerabilidade à erosão destas áreas a longo prazo. Desta forma, a mudança da linha costeira pode ser diretamente influenciada pela presença/ausência de cobertura vegetal (WOLFE e NICKLIN, 1993; AMARAL *et al.* 2016). Portanto, a redução da cobertura vegetal identificada nesse estudo indica que os setores avaliados estão mais vulneráveis a processos erosivos (QUEIROS *et al.* 2022).

São apontados como os principais fatores naturais de processos erosivos, os eventos hidroclimáticos extremos, a ação intensa das ondas e a elevação do nível do mar (Audère e Robin, 2021). A erosão nas praias paulistas tem sido atribuída a uma gama de causas naturais, sendo as mais importantes a elevação no nível do mar e a dinâmica costeira (SOUZA e SUGUIO 1996, 2003; SOUZA 1997, 2001, 2009). De acordo com Leatherman *et al.* (2000), mesmo pequenas alterações no nível do mar resultam em perdas significativas para as ZCs. Ducarme *et al.* (2007) estimaram a taxa de elevação do nível do mar no litoral de Cananéia, que inclui os Setores 2 e 3, em 5,6 mm/ano. Becker *et al.* (2019) estimaram uma taxa comparativamente mais baixa de 4,1 mm/ano ao longo de

um período de 50 anos, classificando o município de Cananéia como um *hotspot* para o aumento relativo do nível do mar no Atlântico Tropical, com um aumento mais rápido do que a média global. Harari et al. (2019) estimaram uma taxa de 2,7 mm/ano para Santos, outra cidade a poucos quilômetros ao norte do setor 3.

A subida do nível do mar e o aumento do número de eventos de tempestades estão associados a processos de inundação e erosão de longa duração, desempenhando um papel facilitador da erosão ao elevar o nível das águas e a altura e a intensidade das ondas. Esta elevação permite que as ondas exerçam mais força e atinjam níveis mais elevados no perfil da praia (ZHANG, 2004), provocando modificações na morfologia costeira devido à sua capacidade de transportar e remobilizar grandes quantidades de energia e massa para a linha costeira (BEATLEY et al. 2002).

O aumento da altura das ondas, do período de pico e da frequência de eventos de tempestades foi registrado nas últimas décadas no litoral paulista (ALFREDINI et al. 2014; SONDERMANN et al. 2023). O número de tempestades registradas em uma das cidades do litoral paulista aumentou a partir do final da década de 1990, com 15 eventos de tempestades registrados em 2010, em comparação com um máximo de 4 por ano entre 1960 e o início da década de 1990 (SOUZA e COLIS, 2013). Numa análise das mudanças no clima de ondas extremas no Sudoeste do Atlântico Sul (SWSA), Gramcianinov et al. (2023) identificaram que o litoral do estado de São Paulo vem passando por mudanças significativas em eventos de ondas extremas, com um aumento de 145% no total de eventos forçados por ondas no litoral ao longo de 29 anos (1993 a 2021). Isso demonstra um aumento no número de perigos costeiros associados às ondas no estado de São Paulo.

Os processos erosivos decorrem de condicionantes geológicas-geomorfológicas, meteorológicas-climáticas, oceanográficas-hidrológicas e antrópicas que, em geral, interagem entre si, tornando difícil a identificação de quais são aquelas mais ativas, ou mesmo individualizar a atuação de cada uma (CHOWDHURY et al. 2023). Desta forma, para identificarmos os processos erosivos que atuam nesses três setores estudados, seriam necessários conjuntos de dados multidimensionais, por vezes abrangendo décadas. Entretanto, assumindo que esses setores encontram-se em UCs, protegidos das ações antrópicas diretas, é presumível que os processos erosivos identificados

estão associados, se não exclusivamente, em maior grau, a fatores naturais e ações antrópicas indiretas, como as mudanças climáticas.

5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos corroboram com a hipótese de que as ZCs analisadas, inseridas em áreas de preservação ambiental, estão sofrendo intensos processos erosivos, em um curto espaço de tempo, que podem estar associados às mudanças climáticas.

Nos três setores analisados, as linhas de costa apresentaram, entre os anos de 2018 e 2023: taxas de NSM com valores negativos em 70% ou mais dos transectos; 70% ou mais da extensão de linha de costa (em km) recuada em direção ao continente; EPR média inferior a -2,0 m/ano, indicando uma tendência geral de erosão muito elevada; balanço entre perdas e ganhos de superfície de faixa de praia negativo e balanço entre supressão e acreção da cobertura vegetal negativo.

Este estudo contribui com dados relevantes para embasar a tomada de decisão por parte das autoridades de gestão das ZCs, visando à otimização de ações voltadas para a preservação dos ecossistemas costeiros, buscando minimizar impactos ambientais. Adicionalmente, destaca a importância de um monitoramento e de avaliações mais robustas das ZCs situadas em áreas de preservação ambiental, especialmente diante do contexto de mudanças climáticas aceleradas.

REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A. N. Fundamentos da Geomorfologia Costeira do Brasil Inter e SubTropical. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [S. l.], v. 1, n. 1, 2000.

ABSALONSEN, L., DEAN, R. G. Characteristics of the shoreline change along Florida sandy beaches with an example for Palm Beach County. **Journal of Coastal Research**, v. 27, n. 6A, p. 16-26, 2011.

AHMED, N., HOWLADER, N., HOQUE, M.A, PRADHAN, B. Coastal erosion vulnerability assessment along the eastern coast of Bangladesh using geospatial techniques. **Ocean and Coastal Management**. v. 199, p. 105408, 2021.

AL RUHEILI, A. M., BOLUWADE, A. Quantifying coastal shoreline erosion due to climatic extremes using remote-sensed estimates from Sentinel-2A data. **Environmental Processes**, v.8 (3), p.1121-1140, 2021.

ALFREDINI, P., ARASAKI, E., PEZZOLI, A., ARCORACE, M., CRISTOFORI, E. & SOUSA Jr, W. C. de. Exposure of Santos Harbor Metropolitan Area (Brazil) to Wave and Storm Surge Climate **Changes. Water Qual Expo Health**, v. 6, p. 73–88, 2014.

AMARAL, A. C. Z., CORTE, G. N., DENADAI, M. R., COLLING, L. A., BORZONE, C., VELOSO, V., ... ALMEIDA, T. C. M. D Brazilian sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. **Brazilian Journal of Oceanography**, v.64, p.5-16, 2016.

ANDRADE, T.S., OLIVEIRA, P.H.G.S., SIEGLE, E. Vulnerability to beach erosion based on a coastal processes approach. **Appl. Geogr.** v. 102, p. 12–19, 2019.

ANGULO R. J. Variações na configuração da linha de costa no Paraná nas últimas quatro décadas. *Boletim Paranaense de Geociências*, v. 41, p. 52-72, 1993.

ANGULO, R.J., SOUZA, M.C., MULLER, M.E. Previsão e consequências da abertura de uma nova barra no Mar do Ararapira, Paraná-São Paulo, Brasil. **Quaternary and Environmental Geosciences**, v.1(2): p.67-75, 2009.

ARAÚJO H. A. de Q., GONÇALVES, R. M., MISHRA, M. Characterizing global satellite-based indicators for coastal vulnerability to erosion management as exemplified by a regional level analysis from Northeast Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 817, p. 152849, 2022.

ARMSTRONG M. D. I., STALL, A., ABRAMS, J. F., WINKELMANN, R., Sakschewski, B., ... LENTON, T. M. Exceeding 1.5 C global warming could trigger multiple climate tipping points. **Science**, v. 377, n. 6611, p. eabn7950, 2022.

AUDÈRE, M., ROBIN, M., WAN, Z., HOOK, S., HULLEY, G. Assessment of the vulnerability of sandy coasts to erosion (short and medium term) for coastal risk mapping (Vendée, w France). **Ocean and Coastal Management**. v. 201, p. 105452, 2021.

AWAD, M., EL-SAYED, H. M. The analysis of shoreline change dynamics and future predictions using automated spatial techniques: Case of El-Omayed on the Mediterranean coast of Egypt. **Ocean and Coastal Management**, v.205, p.105568, 2021.

BAING, M.R.I, AHMAD, I.A, SHAHFAHAD, TAYYAB, M., RAHMAN, A. Analysis of shoreline changes in Vishakhapatnam coastal tract of Andhra Pradesh, India: an application of digital shoreline analysis system (DSAS). **Annals of GIS**, [S. l.], v. 26, n. 4, p. 361–376, 2020.

BEATLEY, T., BROWER, D. J., SCHWAB, A. An introduction to coastal zone management. **Island Press**, 2002.

BECKER, M., KARPYTCHIEV, M., PAPA, F. *Hotspots* of relative sea level rise in the tropics. **Tropical extremes**, p. 203-262, 2019.

BIRD, E. C. F. The modern prevalence of beach erosion. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 4, p. 151-157, 1987.

BITTENCOURT, A. C. D. S. P., DOMINGUEZ, J. M. L., FONTES, L. C. S., SOUSA, D. L., SILVA, I. R., SILVA, F. R. Wave refraction, river damming, and episodes of severe shoreline erosion: The São Francisco River mouth, Northeastern Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 23(4), p. 930-938, 2007.

BOMBINO, G., BARBARO, G., D'AGOSTINO, D., DENISI, P., FOTI, G., LABATE, A., ZIMBONE, S. M. Shoreline change and coastal erosion: The role of check dams. First indications from a case study in Calabria, southern Italy. **Catena**, v. 217, p. 106494, 2022.

BONALDO, D., ANTONIOLI, F., ARCHETTI, R., BEZZI, A., CORREGGIARI, A., DAVOLIO, S., FALCO, G., FANTINI, M., FONTOLAN, G., FURLANI, S. ... CARNIEL, S. Integrating multidisciplinary instruments for assessing coastal vulnerability to erosion and sea level rise: Lessons and challenges from the Adriatic Sea, Italy. **Journal of Coastal Conservation**, v. 23, p. 19-37, 2019.

BOSELLO, F., NICHOLLS, R. J., RICHARDS, J., ROSON, R., TOL, R. S. Economic impacts of climate change in Europe: sea-level rise. **Climatic change**, v. 112, p. 63-81, 2012.

BOUSSETTA, A., NICULESCU, S., BENGOUFA, S., ZAGRARNI, M. F. Spatio-temporal analysis of shoreline changes and erosion risk assessment along Jerba island (Tunisia) based on remote-sensing data and geospatial tools. **Regional Studies in Marine Science**, v. 55, p. 102564, 2022.

BRUUN, P. & SCHWARTZ, M. L. Analytical prediction of beach profile change in response to a sea level rise. **Zeitschrift für Geomorphologie. Supplementband**, v. 57, p. 33-50, 1985.

CHAABAN, F., DARWISHE, H., BATTIAU-QUENEY, Y., LOUCHE, B., MASSON, E., KHATTAB, J. E., CARLIER, E. CHAABAN, F. Using ArcGIS Modelbuilder and aerial photographs to measure coastline retreat and advance: North of France. **Journal of Coastal Research**, v. 28, n. 6, p. 1567-1579, 2012.

CHOWDHURY, P., LAKKU, N. K. G., LINCOLN, S., SEELAM, J. K., BEHERA, M. R. Climate change and coastal morphodynamics: Interactions on regional scales. **Science of The Total Environment**, p.166432, 2023.

CIPOLLETTI, M. P., DELRIEUX, C. A., PERILLO, G. M., PICCOLO, M. C. Superresolution border segmentation and measurement in remote sensing images. **Computers & Geosciences**, v. 40, p. 87-96, 2012.

CONTI, L. A., ARAUJO, C. A. S., PAOLO, F. S., BARCELLOS, R. L., RODRIGUES, M., MAHIQUES, M. M., FURTADO, V. V. An integrated GIS for sedimentological and geomorphological analysis of a lagoon environment. Barra de Cananéia inlet region, (Southeastern Brazil). **Journal of coastal conservation**, v. 16, p. 13-24, 2012.

DADA, O. A., QIAO, L. L., DING, D., LI, G. X., MA, Y. Y; WANG, L. M. Seasonal shoreline behaviours along the arcuate Niger Delta coast: Complex interaction between fluvial and marine processes. **Continental Shelf Research**, v. 122, p. 51-67, 2015.

DEABES, E. A. Applying ArcGIS to Estimate the Rates of Shoreline and Back-Shore Area Changes along the Nile Delta Coast, Egypt. **International Journal of Geosciences**, v. 8(3), p. 332-348, 2017.

DERELI, M. A., TERCAN, E. Assessment of shoreline changes using historical satellite images and geospatial analysis along the Lake Salda in Turkey. **Earth Science Informatics**, v. 13, n. 3, p. 709-718, 2020.

DUCARME, B., VENEDIKOV, A. P., MESQUITA, A. R. de, FRANCA, C.A.S., COSTA, D. S., BLITZKOW, D. New analysis of a 50 years tide gauge record at Cananéia (SP- Brazil) with the VAV tidal analysis program. **Dynamic Planet: Monitoring and Understanding a Dynamic Planet with Geodetic and Oceanographic Tools IAG Symposium Cairns, Australia 22–26 August, 2005**, Springer Berlin Heidelberg, p. 453-460, 2007.

EUROPEAN SPACE AGENCY (2015). Sentinel-2 User Handbook Document. Technical Report issue 1 revision 2: European Space Agency <
https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook >. acesso em: 22/02/2024.

GENZ, A. S., FLETCHER, C. H., DUNN, R. A., FRAZER, L. N., ROONEY, J. J. The predictive accuracy of shoreline changes rate methods and alongshore beach variation on Maui, Hawaii. **Journal of Coastal Research**, v.23(1), p.87-105, 2007.

GEOBRÁS S/A. Complexo Valo Grande, Mar Pequeno e Rio Ribeira de Iguape. Relatório GEOBRÁS S/A. Engenharia e Fundações para o Serviço do Vale do Ribeira do Departamento de Águas e Energia Elétrica/ SP, 1966.

GONÇALVES, R. M., SALEEM, A., QUEIROZ, H. A., AWANGE, J. L. A fuzzy model integrating shoreline changes, NDVI and settlement influences for coastal zone human impact classification. **Applied Geography**, v. 113, p. 102093, 2019.

GRAMCIANINOV, C. B., STANEVA, J., SOUZA, C. R., LINHARES, P., CAMARGO, R. de; DIAS, P. L. da S. Recent changes in extreme wave events in the south-western South Atlantic. **State of the Planet**, v. 1, p. 1-12, 2023.

GURGEL, H. C., FERREIRA, N. J., LUIZ, A. J. B. Estudo da variabilidade do NDVI sobre o Brasil, utilizando-se a análise de agrupamentos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 1, p. 85-90, 2003

HAPKE, C. J., HIMMELSTOSS, E. A., KRATZMANN, M. G., Thieler, E. R. National assessment of shoreline change: Historical shoreline change along the New England and Mid-Atlantic coasts. US Geological Survey, 2010.

HARARI, J.; YANG, S, H.; CORTEZ, T.; ... SOUZA, J. B. Análise das tendências e variabilidades do nível do mar medido por altimetria de satélite no atlântico sul. **In Anais do OMARSAT**. Rio de Janeiro: Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 2019.

HOANG, V. C., THANH, T. M., VIET, N. T., TANAKA, H. Shoreline change at the Da Rang River Mouth, Vietnam. In: **Proceedings of the 5th International Conference on Estuaries and Coasts**, p. 312-318, 2015.

JONAH, F. E., BOATENG, I., OSMAN, A., SHIMBA, M. J., MENSAH, E. A., ... ADJEI-BOATENG, D Coastal erosion in Ghana: Causes, policies, and management. **Coastal Management**, v. 44, n. 2, p. 116-130, 2016.

KADDOUR, S., HEMDANE, Y., KESSALI, N. Study of Shoreline Changes Through Digital Shoreline Analysis System and Wave Modeling: Case of the Sandy Coast of Bou-Ismaïl Bay, Algeria. **Ocean Science Journal**. v.57, p.493–527, 2022.

KARABURUN, A. Estimation of C factor for soil erosion modeling using NDVI in Buyukcekmece watershed. **Ocean Journal of applied sciences**, v.3(1), p.77-85, 2010.

KENNEDY, V. S., TWILLEY, R. R., KEYPAS, J. A., COWAN, J. H., HARE, S. R. **Coastal and marine ecosystems & global climate change**. Pew Center on Global Climate Change, 2002.

KONG, D., MIAO, C., BORTHWICK, A. G., DUAN, Q., LIU, H., SUN, Q., ... GONG, W. Evolution of the Yellow River Delta and its relationship with runoff and sediment load from 1983 to 2011. **Journal of Hydrology**, v. 520, p. 157-167, 2015.

LEATHERMAN, S.P., ZHANG, K., DOUGLAS, B. C. Sea level rise shown to drive coastal erosion. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, 2000.

LIMA, L. T., FERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, S., WEISS, C. V., BITENCOURT, V., BERNARDES, C. Free and open-source *Software* for Geographic Information System on coastal management: A study case of sea-level rise in southern Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 48, p. 102025, 2021.

LIU, Q., TRINDER, J., TURNER, I. L. Automatic super-resolution shoreline change monitoring using Landsat archival data: A case study at Narrabeen–Collaroy Beach, Australia. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 11, n. 1, p. 016036-016036, 2017.

LUIJENDIJK, A., HAGENAARS, G., RANASINGHE, R., BAART, F., GENNADII, D., ARNINKHOF, S. The state of the world's beaches. **Scientific Reports-Nature**, v. 8, n. 6641, p. 1-11, 2018

MACEDO, R. J. A., MANSO, V. D. A. V., PEREIRA, N. S., FRANÇA, L. G. Transporte de sedimentos e variação da linha de costa em curto prazo na praia de Maracáipe (PE), Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, 12(3), 343-355, 2012.

MAGALHAES F. L., ROEBELING, P., VILLASANTE, S., BASTOS, M. I. Ecosystem services values and changes across the Atlantic coastal zone: Considerations and implications. **Marine Policy**, v. 145, p. 105265, 2022.

MAHAPATRA, M., RATHEESH, R., RAJAWAT, A. S. Shoreline change analysis along the coast of South Gujarat, India, using digital shoreline analysis system. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 42, p. 869-876, 2014.

MAZZER, A., DILLENBURG, S. Shoreline temporal variations on sandy beaches dominated southeastern waves of the island of Santa Catarina (Florianópolis, SC, Brazil). **Research in Geosciences**, v. 36 (1), p. 117–135, 2009.

MENDONÇA, J. T. Caracterização da pesca artesanal no litoral sul de São Paulo Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 41, n. 3, p. 479-492, 2015.

MUEHE, D. Critérios morfodinâmicos para o estabelecimento de limites da orla costeira para fins de gerenciamento. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.2, n. 1, p. 35-44, 2001.

NAGELKERKEN, I., SHEAVES, M., BAKER, R., CONNOLLY, R. M. The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 2, pág. 362-371, 2015.

NATESAN, U., PARTHASARATHY, A., VISHNUNATH, R., KUMAR, G. E. J., FERRER, V. A. Monitoring longterm shoreline changes along Tamil Nadu, India using geospatial techniques. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 325-332, 2015.

NGUYEN, C.H., DANG, K.B., NGO, V.L., DANG, V.B., TRUONG, Q.H., NGUYEN, D.H., GIANG, T.L., PHAM, T.P.N., NGO, C.C., HOANG, T.T. ... DANG, T. N. New approach to assess multi-scale coastal landscape vulnerability to erosion in tropical storms in Vietnam. **Sustainability** v. 13 (2), p. 1004, 2021.

NICHOLLS, R. J., CAZENAVE, A. Sea-level rise and its impact on coastal zones. **Science**, v. 328, n. 5985, p. 1517-1520, 2010.

PAOLO, F. S., MAHIQUES, M. M. Utilização de métodos acústicos em estudos de dinâmica costeira: exemplo na desembocadura lagunar de Cananéia. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 26, p. 211-225, 2008.

PASSOS, A. S., DIAS, F. F., SANTOS, P. R. A. dos Evaluation of the effects of a possible sea-level rise in Mangaratiba - RJ. **Coast Conserv** v. 23, p. 355–366, 2018.

PONÇANO, W. L., TESSLER, M. G., FREITAS, C. D., MAHIQUES, M. M. Tendências regionais de transporte de sedimentos arenosos ao longo das praias paulistas. **Revista da Universidade de Guarulhos, Geociencias, IV (6)**, v. 102, p. 115. 1999.

PONZONI, F.J., SHIMABUKURO, Y., KUPLICH, T.M. Sensoriamento Remoto da Vegetação, 2da ed. Oficina de Textos, São Paulo, p.160, 2007.

QUEIROZ, A. H. A., GONÇALVES, R. M., MISHRA, M. Characterizing global satellite based indicators for coastal vulnerability to erosion management as exemplified by a regional level analysis from Northeast Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 817, p. 152849, 2022.

RANGEL-BUITRAGO, N. G., ANFUSO, G., WILLIAMS, A. T. Coastal erosion along the Caribbean coast of Colombia: Magnitudes, causes and management. **Ocean and Coastal Management**, v. 114, p. 129-144, 2015.

RANIERI, L. A., EL-ROBRINI, M. Morfologia e sedimentação em praias oceânicas da Amazônia oriental durante a variação anual de chuvas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13(05), p. 2086-2102, 2020.

RIPPLE W.J., WOLF C., GREGG J.W., ROCKSTROM J., NEWSOME T. M., LAW B. E. ... KING, S. D. A. The 2023 state of the climate report: Entering uncharted territory, **BioScience**, v. 73, n. 12, p. 841-850, 2023.

SADOWSKY, V. Modificações em curso na entrada da barra de Cananéia. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 4, p. 191-214, 1953.

SANTOS, J. P., ANDRADE, A. C., NASCIMENTO, P. S., RAMOS, L. P. Erosão costeira e faixas de recuo em praias arenosas do Sul de Sergipe, Brasil. **Geosciências**, v. 40, n. 04, p. 1047-1061, 2021.

SEKAR, L. G., ANDROWS, X., ANNAIDASAN, K., KUMAR, A., KANNAN, R., MUTHUSANKAR, G., BALASUBRAMANI, K. Assessment of shoreline changes and associated erosion and accretion pattern in coastal watersheds of Tamil Nadu, India. **Natural Hazards Research**, 2023.

SONDERMANN, M., CHOU, S.C., SOUZA, C.R. Atmospheric patterns favourable to storm surge events on the coast of São Paulo State, Brazil. **Natural Hazards**, v. 117, n. 1, p. 93-111, 2023.

SOUZA, C. R. D. G. E. Coastal erosion risk assessment, shoreline retreat rates and causes of coastal erosion along the state of São Paulo coast, Brazil. **Pesquisas em Geociências**, v. 28, n. 2, p. 459-474, 2001.

SOUZA, C. R. G., LUNA, G. da C. Taxas de retrogradação e balanço sedimentar em praias sob risco muito alto de erosão no município de Ubatuba (Litoral Norte de São Paulo). **Quaternary and Environmental Geosciences**, v. 1, n. 1, 2009.

bSOUZA, C.R.G. A erosão costeira e os desafios da gestão costeira no Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v.9, p.17-37, 2009.

aSOUZA, C.R.G. A Erosão nas Praias do Estado São Paulo: Causas, Conseqüências, Indicadores de Monitoramento e Risco. In: Bononi, V.L.R., Santos Junior, N.A. (Org.), Memórias do Conselho Científico da Secretaria do Meio Ambiente: A Síntese de Um Ano de Conhecimento Acumulado, pp.48-69, Instituto de Botânica – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil. 2009.

SOUZA, C.R.G. Praias oceânicas do Estado de São Paulo (Brasil): síntese dos conhecimentos sobre morfodinâmica, sedimentologia, transporte costeiro e erosão costeira. **Revista do Departamento de Geografia**, p. 308-371, 2012.

SOUZA, C.R.G., SOUZA, A., ROSA, E. Avaliação histórica da ocorrência de ressacas na Baixada Santista. In: **Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário**, Natal, RN. 2013.

SOUZA, C.R.G., SUGUIO, K. Processos erosivos na costa de São Paulo. **Anais**, v. 4, p. 398-401, 1996.

SOUZA, C.R.G., SUGUIO, K. The coastal erosion risk zoning and the São Paulo State Plan for Coastal Management. **Journal of Coastal Research**, p. 530-547, 2003.

SUGUIO, K. Tópicos de geociências para o desenvolvimento sustentável: as regiões litorâneas. **Revista do Instituto de Geociências - USP. Série Didática**, v. 2, p. 1-40, 2003.

TESSLER, M. G. Dinâmica sedimentar quaternária no litoral sul paulista. Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências. 277p, 1988.

TESSLER, M. G., GOYA, S. C. Y., YOSHIKAWA, P. S., HURTADO, S. N. Erosão e Progradação do Litoral do Estado de São Paulo. In: **Muehe, D. (Org.). Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro. 1ª edição, Ministério do Meio Ambiente, Brasília**, p. 297-346. 2006.

TESSLER, M. G., MAHIQUES, M. M. de. Utilization of coastal geomorphic features as indicators of longshore transport: examples of the southern coastal region of the State of São Paulo, Brasil. **Journal of Coastal Research**, p. 823-830, 1993.

UNESCO. World Heritage Nomination – IUCN Technical Evaluation Atlhantic Forests (southeast) Brazil. UNESCO. Convention Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage. p.1-31, 1999.

UNESCO. World Network of Biosphere Reserves – SC/EES – June 2005. The MAB Program. 19p, 1993.

VOS, K., SPLINTER, K. D., HARLEY, M. D., SIMMONS, J. A., TURNER, I. L. CoastSat: A Google Earth Engine-enabled Python toolkit to extract shorelines from publicly available satellite imagery. **Environmental Modelling & Software**, v. 122, p. 104528, 2019.

WILLIAMS, B. A., WATSON, J. E., BEYER, H. L., KLEIN, C. J., MONTGOMERY, J., RUNTING, R. K., WENGER, A. Global rarity of intact coastal regions. **Conservation Biology**, v. 36, n. 4, p. e13874, 2022.

WOLFE, S.A., NICKLIN, W.G. The protective role of sparse vegetation in wind erosion. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, v.17(1), p.50-68, 1993.

WRIGHT, L.D. & COLEMAN, J.M. 1973. ames M. Variations in morphology of major river deltas as functions of ocean wave and river discharge regimes. **AAPG Bulletin**, v. 57, n. 2, p. 370-398, 1973.

ZHANG, K., DOUGLAS, B. C., LEATHERMAN, S. P. Global warming and coastal erosion. **Climatic change**, v. 64, p. 41-58, 2004.