

Impactos ambientais adversos causados pelos ecossistemas artificiais na zona estuarina do rio Piranhas-Açu (RN)

Adverse environmental impacts caused by artificial ecosystems in the estuarine area of the Piranhas-Açu river (RN)

Impactos ambientales adversos provocados por ecosistemas artificiales en el área estuarina del río Piranhas-Açu (RN)

Denise Santos Saldanha

Doutora pelo Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN.

denisesaldanha.lama@gmail.com / <http://orcid.org/0000-0003-0259-3228>

Ilton Araújo Soares

Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN.

iltonet@yahoo.com.br / <http://orcid.org/0000-0002-9130-9622>

Recebido: 01/12/2021; Aceito: 08/08/2023; Publicado: 05/03/2025.

Resumo

A degradação dos ecossistemas costeiros está cada vez mais intensa devido às mudanças relacionadas ao uso e à ocupação do solo pelo avanço das atividades econômicas, gerando impactos prejudiciais que alteram a funcionalidade e a oferta dos benefícios diretos ou indiretos prestados pelo ambiente. Nesse sentido, o objetivo da pesquisa é identificar os principais impactos ambientais adversos causados pela inserção dos ecossistemas artificiais no sistema estuarino do rio Piranhas-Açu, localizado no litoral setentrional do estado do Rio Grande do Norte. A metodologia compreende levantamento bibliográfico e cartográfico, visitas *in loco*, vetorização dos ecossistemas costeiros e diagnóstico ambiental a partir da aplicação de indicadores do modelo DPSIR. Como resultados, foram identificados seis ecossistemas costeiros, a saber: estuário, lagoas costeiras, manguezal, apicum, salinas solares e carcinicultura; além dos principais impactos ambientais provocados pelos ecossistemas artificiais, como perda e/ou diminuição das funções ecológicas e ecossistêmicas e degradação da qualidade do solo, sendo o manguezal e o apicum as áreas mais sujeitas a esses impactos. Constatou-se, então, que os fatores ambientais e climáticos favorecem o desenvolvimento dos ecossistemas artificiais e, com isso, propiciam o aumento gradativo das salinas e carcinicultura na planície fluviomarinha, onde o modelo DPSIR se mostrou satisfatório para análise e avaliação de causas e consequências dessas atividades.

Palavras-chave: Ecossistemas Artificiais; Uso e Ocupação do Solo; Impactos Ambientais.

Abstract

The degradation of coastal ecosystems is increasingly intense due to changes related to land use and occupation provoked by advances in economic activities, generating harmful impacts that alter the functionality and supply of direct or indirect benefits provided by the environment. In that regard, the objective of this research is to identify the main adverse environmental impacts caused by the insertion of artificial ecosystems in the estuarine system of the Piranhas-Açu River, located on the

northern coast of the state of Rio Grande do Norte. The methodology comprises a bibliographic and cartographic survey, on-site visits, vectorization of coastal ecosystems and an environmental diagnosis based on the application of indicators from the DPSIR model. As a result, six coastal ecosystems were identified, namely: estuary, coastal lagoons, mangroves, apicum, solar saltworks and shrimp ponds; in addition to the main environmental impacts caused by artificial ecosystems, known as loss and/or reduction of ecological and ecosystem functions and degradation of soil quality, with the mangrove and the apicum being the areas most subjected to these impacts. It was noted that the environmental and climatic factors favor the development of artificial ecosystems and, with that, propitiate the gradual increase of salt pans and shrimp ponds in the fluvio-marine plain, where the DPSIR model proved to be satisfactory for analysis and evaluation of the causes and consequences of these activities.

Keywords: Coastal Ecosystems; Land Use and Occupation; Environmental Impacts.

Resumen

La degradación de los ecosistemas costeros es cada vez más intensa debido a los cambios relacionados con el uso y ocupación del suelo por el avance de las actividades económicas, generando impactos nocivos que alteran la funcionalidad y la provisión de beneficios directos o indirectos que brinda el medio ambiente. En ese sentido, el objetivo de la investigación es identificar los principales impactos ambientales adversos causados por la inserción de ecosistemas artificiales en el sistema estuarino del río Piranhas-Açu, ubicado en la costa norte del estado de Rio Grande do Norte. La metodología comprende un levantamiento bibliográfico y cartográfico, visitas in situ, vectorización de ecosistemas costeros y un diagnóstico ambiental basado en la aplicación de indicadores del modelo DPSIR. Como resultado se identificaron seis ecosistemas costeros, a saber: estuario, lagunas costeras, manglares, apicum, salinas solares y estanques de camarones; además de los principales impactos ambientales causados por los ecosistemas artificiales, tales como la pérdida y/o reducción de las funciones ecológicas y ecosistémicas y la degradación de la calidad del suelo, siendo los manglares y apicum las áreas más sujetas a estos impactos. Se constató, entonces, que los factores ambientales y climáticos favorecen el desarrollo de ecosistemas artificiales y, con ello, propician el incremento paulatino de las salinas y la estanques de camarones en la llanura fluvio-marina, donde el modelo DPSIR demostró ser satisfactorio para su análisis y evaluación de causas y consecuencias de estas actividades.

Palabras clave: Ecosistemas Costeros; Uso y Ocupación del Suelo; Impactos Ambientales.

Introdução

A questão ambiental é um dos maiores desafios do mundo contemporâneo, principalmente por sua complexidade em integrar os aspectos econômicos, políticos, sociais, biológicos e culturais (Santos, 2012). Para o autor, a compreensão e solução dos problemas ambientais está ligada diretamente ao entendimento e interpretação das múltiplas relações que esses aspectos têm com o ambiente, sobretudo, nos estudos voltados para a avaliação de impactos ambientais, pois são áreas consideradas de interesse direto do ser humano.

Nesse sentido, a avaliação de impactos ambientais é um instrumento de resposta às pressões e embates decorrentes da ação antrópica. Nas áreas costeiras, por exemplo, os impactos ambientais induzidos pela pressão humana vêm aumentando seu nível de ocorrência, trazendo inúmeros problemas e alterando as propriedades físicas e naturais do

meio ambiente, a saber: as mudanças climáticas, o solo, a vegetação, a fauna, as funções ecossistêmicas, entre outros (Carvalho, 2000; Moura-Fé; Pinheiro, 2013; Silva; Farias Filho, 2019).

Rodrigues e Parente (2003), apontam que:

O Brasil segue uma tendência mundial de crescimento em população e área ocupada por cidades na zona costeira. Atualmente, cerca de 60% da população mundial vive a menos de 100 km do mar, causando violentas e crescentes pressões de degradação dos ecossistemas costeiros e marinhos. O Brasil possui uma longa faixa de costa, em torno de 7.408 km, o que acarreta uma concentração da população no litoral provocando assim, uma sobrecarga ambiental e humana nessa faixa (Rodrigues; Parente, 2003, p. 02).

Nesse contexto, a pesquisa parte da problemática de que no Brasil, a ocupação humana cada vez mais intensa na zona costeira se configura como um risco e comprometimento dos ecossistemas naturais. Especificamente no estado do Rio Grande do Norte, verifica-se a ocorrência de uma grande diversidade de ecossistemas costeiros, naturais e artificiais, decorrentes das condições ambientais encontradas na costa semiárida brasileira, tais como: clima, relevo e solo (Costa, 2013).

Em virtude destas características, o sistema estuarino do rio Piranhas-Açu apresenta modificações intensas nos ecossistemas naturais, pois o amplo desenvolvimento de atividades econômicas como salinas solares e carcinicultura modificam a dinâmica da paisagem, ocasionando alterações diretas no uso e ocupação do solo (Saldanha, 2020).

Essas atividades vêm aumentando sua área de ocorrência nesses ambientes desde a década de 1970, com a modernização dos parques salineiros e a inserção de projetos de criação de camarão em viveiros. As características naturais da região (e.g. facilidade de captação de água nos canais de maré, substrato argiloso semipermeável, relevo plano) propiciam o desenvolvimento acentuado dos ecossistemas artificiais na planície hipersalina semiárida (Costa *et al.*, 2014; Câmara, 2020; Soares *et al.*, 2021).

Considerando que a paisagem da área de estudo tenha sido modificada de maneira substantiva nas últimas décadas (Costa *et al.*, 2013; Saldanha; Costa, 2019), questiona-se: os impactos ambientais ocasionados pela intensa ocupação dos ecossistemas artificiais no sistema estuarino do rio Piranhas-Açu (RN) têm alterado significativamente os ecossistemas naturais no âmbito ecológico e econômico?

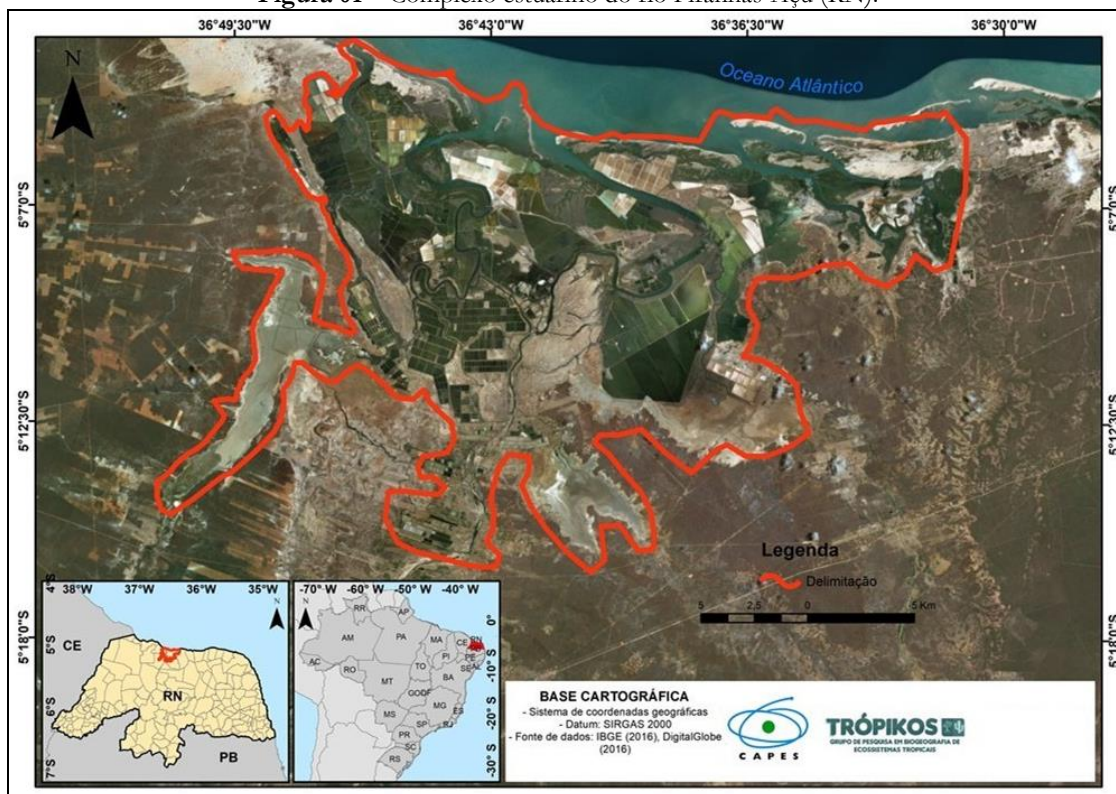
Nesse sentido, o objetivo dessa pesquisa foi identificar os principais impactos ambientais causados pela inserção dos ecossistemas artificiais (salinas solares e carcinicultura) na zona estuarina do rio Piranhas-Açu (RN).

Materiais e Métodos

Área de Estudo

O sistema estuarino do rio Piranhas-Açu está inserido em uma extensa planície fluviomarinha na costa semiárida, com cota altimétrica de 0 a 10 metros de altitudes, localizado na porção setentrional do estado do Rio Grande do Norte (Figura 01). Encontra-se na zona climática do tipo BSh - tropical semiárido quente e seco, com temperatura média anual de 26,8, baixas taxas de pluviosidade (precipitação média de 600mm/ano) e altas taxas de evaporação (Diniz; Pereira, 2015; Soares *et al.*, 2021), apresentando regimes de marés que variam entre 0,0 e 2,8 m (Brasil, 2022).

Figura 01 – Complexo estuarino do rio Piranhas-Açu (RN).



Fonte: acervo da pesquisa (2020).

Procedimentos Metodológicos

A pesquisa foi dividida em três etapas: pré campo, campo e pós campo. A primeira etapa (pré campo) consistiu na elaboração de um referencial teórico e na identificação dos ecossistemas costeiros da área de estudo. O referencial teórico teve como base a leitura e discussão de textos, livros, dissertações, teses e artigos científicos sobre a temática

estudada, que serviu de embasamento na caracterização dos ecossistemas naturais e artificiais.

Para identificação dos ecossistemas costeiros foi escolhida a imagem CBERS 4 (órbita 148 D, ponto 106-1, monocromática e resolução espacial de 5,0 m, de 15/09/2019). O mapeamento foi realizado através da classificação orientada, agrupando os pixels a partir da segmentação da imagem, dividindo-a em objetos homogêneos, um procedimento bastante utilizado para delinear classes de uso e cobertura da terra.

Posteriormente, no ambiente de Sistema de Informações Geográficas - SIG, a imagem foi georreferenciada com uso de coordenadas UTM (Universal Transverse Mercator) no DATUM WGS/Zone 24S, com base em um conjunto de pontos de referência coletados *in situ*, utilizando como auxílio um aparelho receptor de sinais GNSS – *Global Navigation Satellite System* em código C.A. Em seguida, a imagem foi pré-processada e classificada pelo algoritmo *r.reclassify values* do módulo SAGA - *System for Automated Geoscientific Analyses* v. 2.1.2. (Conrad *et al.*, 2015), a partir da segmentação dos diferentes padrões das classes de uso e cobertura da terra.

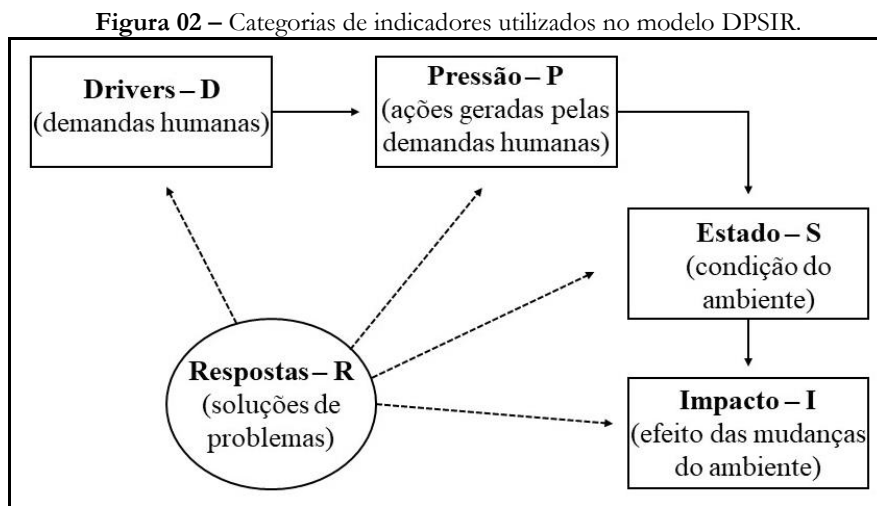
Destaca-se que todas as etapas da análise e produção do material cartográfico foram realizadas no software ArcMap/ArcGIS 10.6.1 – licença n°: EVA90190515. Todas as técnicas a serem utilizadas para o tratamento digital da imagem listada acima foram realizadas conforme descrito em Ponzoni *et al.* (2012).

Na segunda etapa (campo) foram realizadas as visitas *in loco*, a fim de validar os ecossistemas costeiros mapeados em gabinete, além de identificar e avaliar os impactos ambientais causados pelos ecossistemas artificiais. Para a realização dessa etapa foi utilizado como auxílio um mapa de uso e cobertura da terra da área estudada, uma câmera Canon SX530 HS para os registros fotográficos, prancheta e caneta para informações adicionais sobre a caracterização dos ecossistemas da planície fluviomarinha.

A última etapa (pós-campo) foi a tabulação e análise dos dados, seguido da aplicação do modelo DPSIR (Driving Force/Pressure/State/Impact/Response), utilizado para avaliar os impactos exercidos sobre os ecossistemas naturais, observando as condições de vida das populações e identificando os processos de degradação do sistema estuarino. É uma ferramenta que fornece uma análise sequencial, de causa e efeito, acerca dos impactos ambientais e socioeconômicos (Moss *et al.*, 2021).

De acordo com o quadro DPSIR, há uma cadeia de relações causais que começam com “Drivers/forças condutoras”, referentes as atividades econômicas e o comportamento humano sobre o ambiente, gerando um estresse que provoca “pressões” no habitat natural, cuja as condições do “estado” (físicos, químicos e biológicos) tendem a mudar como

consequência desse estresse, ocasionando “impactos” sobre os ecossistemas, a saúde humana e as funções, que acarreta na busca de “respostas” para a solução ou diminuição dos problemas (Pirrone *et al.*, 2005; Fernandes; Barbosa, 2011) (Figura 02).



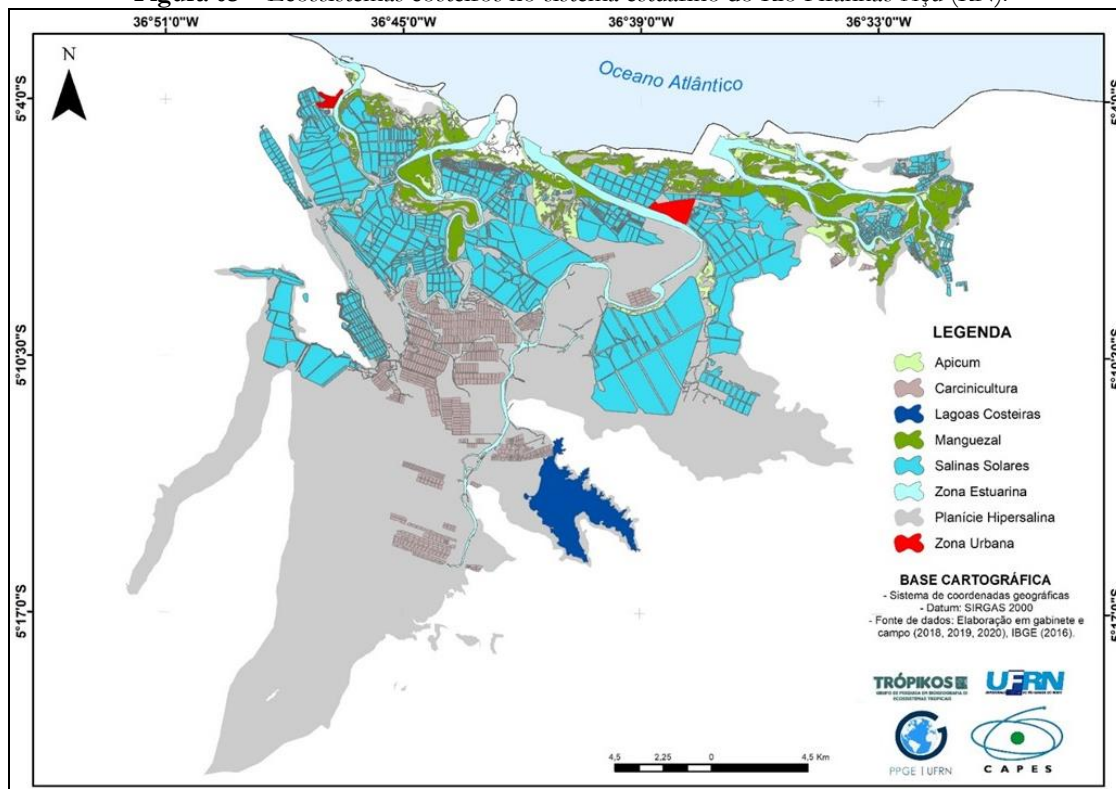
Fonte: acervo da pesquisa (2023).

Resultados e Discussões

Identificação dos Ecossistemas Costeiros

Foram identificados seis ecossistemas no complexo estuarino: 1) ecossistemas naturais: estuário, lagoas costeiras, bosques de mangue (manguezal) e apicum; e 2) ecossistemas artificiais: salinas solares e carcinicultura. Os ecossistemas artificiais são aqueles que foram inseridos pela ação antrópica, atrelado às atividades econômicas que são desenvolvidas majoritariamente na área estudada (Figura 03).

Figura 03 – Ecossistemas costeiros no sistema estuarino do Rio Piranhas-Açu (RN).

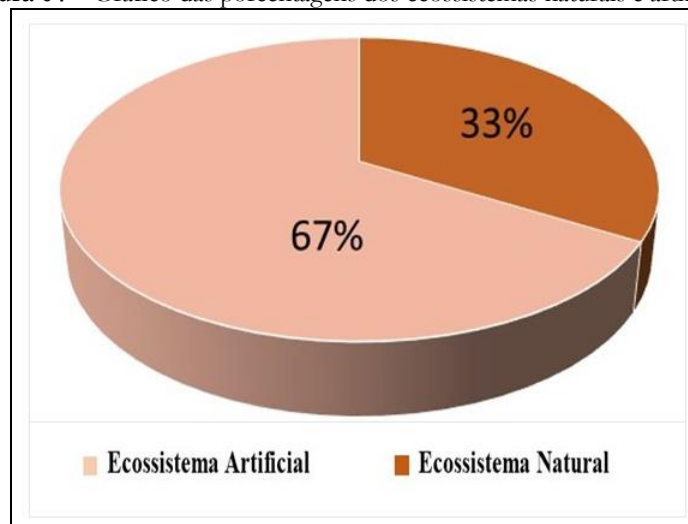


Fonte: acervo da pesquisa (2020).

O complexo estuarino corresponde a 21.300 ha, sendo 2.600 ha, 1.000 ha, 2.700 ha e 900 ha referentes ao estuário, lagoas costeiras, manguezal e apicum, respectivamente. Enquanto os ecossistemas artificiais são responsáveis por 13.100 ha da área total, sendo as salinas solares a atividade de maior ocupação com 12.000 ha, seguida da carcinicultura com 2.100 ha.

As salinas solares e a canicultura vem aumentando o seu nível de ocupação na área de estudo devido aos condicionantes ambientais da região semiárida (forte insolação anual, baixos índices pluviométricos, proximidade a canais de maré e estuarinos, altos níveis de salinidade, presença de solos hidromórficos e argilosos), que favorecerem à produção de sal marinho e criação de camarão em viveiros (Costa, 2010; Diniz *et al.*, 2017). Os ecossistemas artificiais, atualmente, dominam mais da metade da planície fluviomarinha, com uma ocupação de mais de 60% da paisagem (Figura 04).

Figura 04 – Gráfico das porcentagens dos ecossistemas naturais e artificiais.



Fonte: acervo da pesquisa (2020).

No Rio Grande do Norte, a extração do sal marinho começou no século XVI, às margens estuarinas do rio Piranhas-Açu e Apodi-Mossoró (Cascudo, 1984; Trindade, 2010). Por volta da metade do século XIX, o estado passou por um processo de industrialização do polo salineiro, resultando no aumento da atividade na região e na modernização das etapas de produção, tornando o Rio Grande do Norte o maior produtor de sal de todo o país, responsável por produzir 97% (Andrade, 1995; Costa *et al.*; 2013; Costa *et al.*, 2014), através das salinas Araguassú, Costa Branca, Dois Irmãos, Imburana, Porto Sal, Salinor e São Uirapuru.

Quanto à carcinicultura, destaca-se que a região Nordeste é responsável por apresentar o maior número de fazendas de camarão em viveiros, representando 95% de toda produção nacional, responsável, principalmente, pelos estados da Paraíba, Ceará e Rio Grande do Norte (Tahim; Araújo Júnior, 2014).

No estado potiguar, a atividade despertou interesse de pequenos e médios produtores que consideravam a região uma área com forte potencial lucrativo, sobretudo, depois da criação do “Projeto Camarão” implantado pelo governo estadual na década de 1970, que buscava incentivar a produção do crustáceo na região (Cavalcante, 2012). De acordo com o estudo realizado pela Associação Brasileira de Criadores de Camarão – ABCC (2013), a área é composta por 23 fazendas de camarão, distribuídas entre os municípios de Macau (8), Pendências (5), Carnaubais (8) e Porto do Mangue (2).

Os ecossistemas artificiais aumentaram significativamente seu nível de ocupação na área de estudo (Saldanha, 2020), influenciando na dinâmica natural da paisagem e comprometendo os ecossistemas naturais, como: estuário, bosques de mangue, apicum e lagoas costeiras.

O estuário do sistema estudado é caracterizado como negativo ou hipersalino, onde a evaporação é maior que a soma dos volumes de precipitação e descarga fluvial, isso devido aos fatores ambientais (físicos e climáticos) e as taxas de evapotranspiração, que são maiores que a precipitação do local (Miranda; Castro; Kjerfve, 2012; Costa *et al.*, 2013; Soares *et al.*, 2021). Em virtude das características mencionadas, a área dispõe de um sistema fluviomarinho influenciado, em maioria, pelos regimes de maré semidiurna, isto é, mesomarés, com duas preamares e duas baixa-mares (Matos *et al.*, 2019).

O manguezal, representado pelos bosques de mangue, são as áreas úmidas de transição entre os ambientes terrestres e aquáticos (Junk *et al.*, 2014; 2015), constituída por espécies lenhosas, adaptadas as condições ambientais (salinidade, substrato não consolidado, pouco oxigenado) e as ações de maré (áreas de frequentes submersão) (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990; Tomlinson, 1986). Na área estudo são encontrados a partir das espécies de *Rhizophora mangle* Linnaeus (1753) (A), *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm (1939) (B), *Laguncularia racemosa* C. F. Gaert (1807) (C) e, em ambientes associados, o *Conocarpus erectus* Linnaeus (1753) (D) (Figura 05).

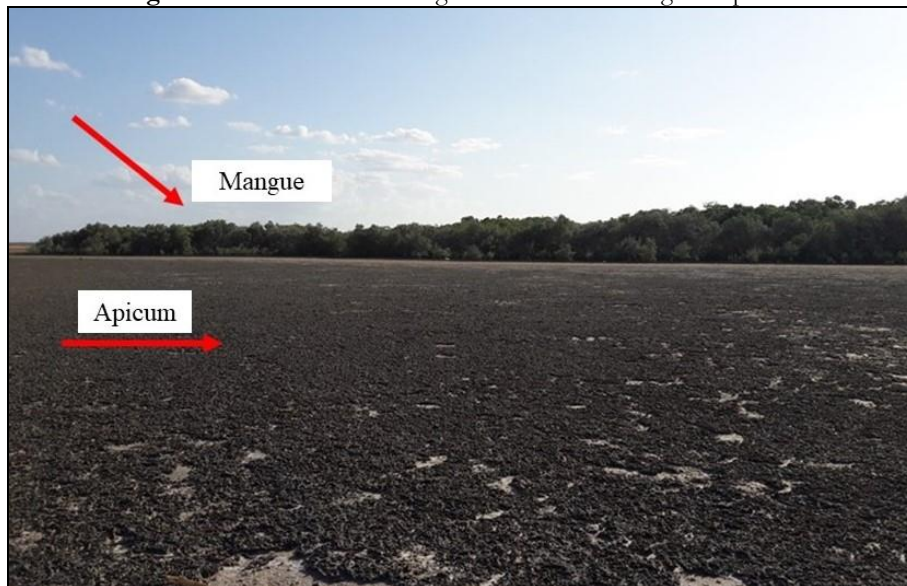
Figura 05 – Identificação das espécies do mangue.



Fonte: acervo da pesquisa (2020).

Os apicuns estão inseridos na área de transição entre o mangue e as áreas adjacentes, sob forma de superfícies aplainadas, inundadas pela água do mar durante a preamar de sizígia (Albuquerque *et al.*, 2014). Apresenta uma vegetação composta por espécies herbáceas halófitas ou áreas com ausência de cobertura vegetal, característicos de ambientes com elevadas taxas de sal (Schaeffer-Novelli, 2005) (Figura 06).

Figura 06 – Ecossistema manguezal – áreas de mangue e apicum.



Fonte: acervo da pesquisa (2020).

Quanto as lagoas costeiras, por sua vez, são corpos hídricos rasos que apresentam formas distintas e podem ser de água doce ou salgada, permanentes ou temporárias, continentais ou costeiras, isoladas de rios ou oceanos (Guerra; Guerra, 2008). Na área de estudo, as lagoas são representadas pelos sedimentos quaternários (siltes, argilas e areias), de caráter hipersalino, onde a taxa de evaporação é mais elevada que a de precipitação, em razão do clima tropical semiárido (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008).

Análise dos Impactos Ambientais

O quadro 01 apresenta as relações entre forças motrizes, pressões, alterações do estado ambiental, impactos e respostas da planície fluviomarina do sistema estuarino estudado.

Quadro 01 – Aplicação da metodologia DPSIR no sistema estuarino do rio Piranhas-Açu (RN).

D – Força Motriz	P – Pressão	S - Estado	I - Impacto	R – Resposta
Indústria de alimentos (Inserção de atividades econômicas – salinicultura e carcinicultura).	Supressão da fauna e flora; Expansão dos tanques de salinas solares e carcinicultura; Expansão do perímetro urbano.	Redução da biodiversidade; Fragmentação dos habitats; Impermeabilização do solo; Diminuição da disponibilidade hídrica; Aumento do trânsito de veículos e maquinários.	Perda e/ou diminuição das funções ecológicas e ecossistêmicas; Degradação da qualidade do solo.	Implantação de corredores ecológicos; Criação de ferramenta de organização para planos de gestão; Atividades de monitoramento e fiscalização; Práticas de educação ambiental.

Fonte: acervo da pesquisa (2023).

A força motriz identificada como principal fator de interferência da paisagem foi a indústria de alimentos (D), devido à inserção de atividades econômicas referentes à produção de sal (salinicultura) e camarão em viveiros (carcinicultura). Essas atividades, como exposto anteriormente, ocorrem predominantemente nas áreas de planície fluviomarina ou planície de maré, devido aos condicionantes naturais e climáticos que a mesma apresenta, tais como relevo plano, substrato hidromórfico e argiloso, proximidade a canais de marés e estuarinos, forte insolação anual, baixos índices pluviométricos e altos níveis de salinidade (Costa *et al.*, 2015).

Segundo Diniz (2013), o estado potiguar tem condicionantes naturais e socioeconômicos favoráveis a uma maior produção de sal em relação às demais áreas produtoras do Brasil, assim como a carcinicultura, responsável por 34,8% da produção do Rio Grande do Norte, apontado junto com o estado do Ceará, com 33,2%, os maiores produtores do país (Vidal, 2022).

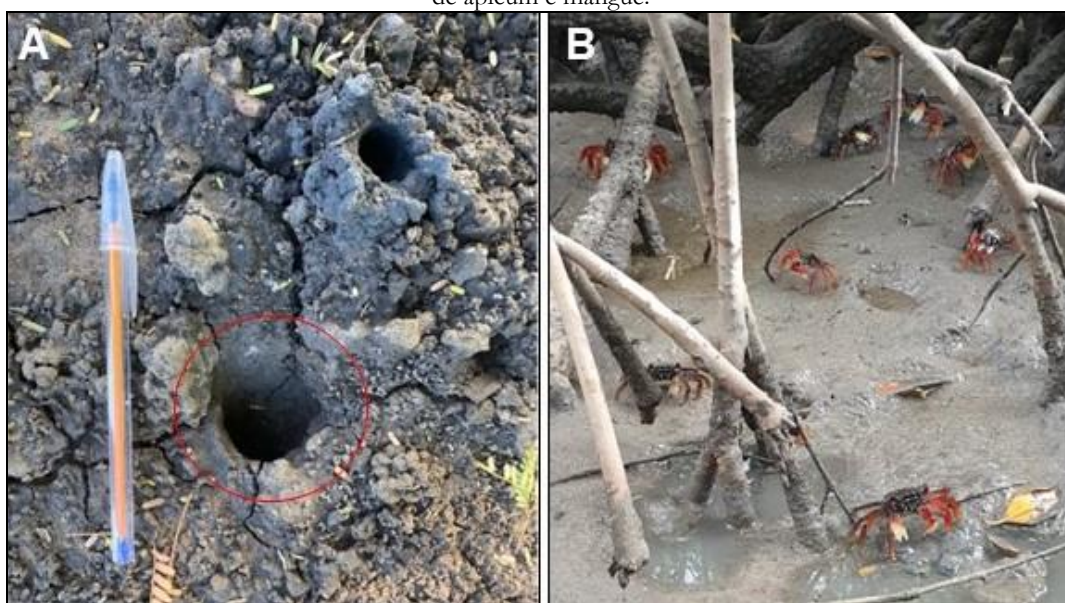
A força motriz gerada através da intervenção humana irá suscitar várias pressões no funcionamento e na estabilidade dos ecossistemas. Foram identificadas três pressões

principais ocasionadas pelas atividades econômicas, são elas: supressão da fauna e da flora (P), expansão dos tanques de salinas solares e carcinicultura (P), e expansão do perímetro urbano (P). Historicamente, as áreas litorâneas são alvos de maior ocupação humana, sobretudo, quando a área é favorável a expansão de atividades econômicas, transformando a paisagem em detrimento do desenvolvimento das mesmas (McFadden *et al.*, 2007).

Na área estudada, notou-se um avanço expressivo das salinas solares e da carcinicultura ao longo dos anos, onde ocorreu a substituição de ecossistemas naturais por ecossistemas artificiais, em que a paisagem passou a ser ocupada, majoritariamente, por tanques artificiais incubidos pela produção do sal e de camarão.

De acordo com o estudo realizado por Saldanha (2020), em que apresenta um mapeamento multitemporal das zonas úmidas do sistema estuarino do rio Piranhas-Açu, as áreas de apicum foram as mais afetadas e reduzidas ao longo de 50 anos, apesar de não apresentar um extrato vegetacional aburstivo, por exemplo, é um ecossistema, assim como as áreas de mangue, que serve de abrigo, alimentação, reprodução e perpetuação genética para vários moluscos, crustáceos, mariscos e peixes, a saber: crustáceos como *Ucides cordatus* (Caranguejo Uca ou caranguejo verdadeiro), *Goniopsis cruentata* (Aratu-vermelho), *Callinectes sapidus* (siri) e *Penaeus schmitti* (camarão branco); moluscos como *Mytella charruana* (sururu), *Mytella guyanensis* (mexilhão), *Crassostrea rhizophorae* (ostra-do-mangue), e *Littorina angulifera* (búzio-do-mangue); e os peixes como: o *Diapterus phyllostomus* (carapeba branca) e *Mugil curema* (tainha) (Lee *et al.*, 2014; Schaeffer-Novelli, 2015) (Figura 07).

Figura 07 – Ecossistema manguezal: A – Tocas em áreas de apicum e B – Crustáceos encontrados nas áreas de apicum e mangue.



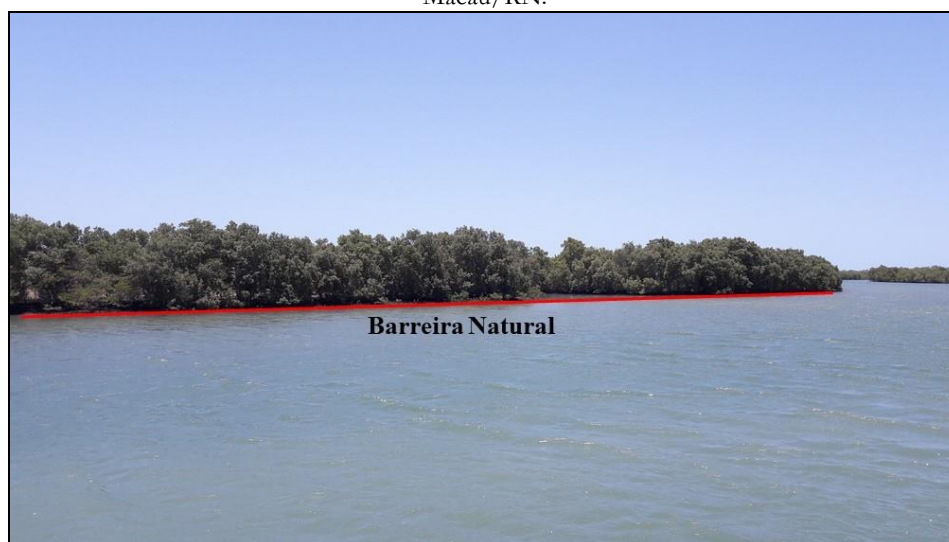
Fonte: acervo da pesquisa (2023).

O ecossistema manguezal, por receber uma quantidade considerável de nutrientes devido a sua localização, é um enorme gerador de plâncton, exerce um nicho essencial na produção de vida animal, fonte direta de alimentos de espécies importantes da fauna. Ademais, é uma área úmida com uma rica biodiversidade e que se destaca pela oferta de serviços ecossistêmicos de provisão prestados para os pescadores, marisqueiras e agricultores, como a coleta de crustáceos, moluscos e peixes, realizada com a finalidade principal de comercialização; a coleta da madeira para fins de construções; e a coleta da folha do mangue utilizada como fonte nutritiva para o gado.

Além disto, pode-se destacar também os serviços de regulação e manutenção ofertados ao homem como ao próprio ambiente, como o uso de sementes e propágulos coletados para projetos de recuperação de áreas degradadas, acumulo/captura do carbono, polinização, regulação do microclima local, etc. (Himes-Cornell *et al.*, 2018; Saldanha, 2020; Ottoni *et al.*, 2021).

Outrossim, ao longo das margens estuarinas o efeito espacial da vegetação do mangue presta um serviço direto contra a erosão costeira e a diminuição da ação intensiva das marés em possíveis enchentes – zona de amortecimento, atuando como áreas de quebra-mares contra intempéries oceânicas, proporcionando a criação de um ambiente calmo e estável (Gilbert; Jansen, 1998; Schaeffer-Novelli, 2005; Silva *et al.*, 2021) (Figura 08).

Figura 08 – Anteparo natural do ecossistema manguezal, localizado nas margens estuarinas do município de Macau/RN.



Fonte: acervo da pesquisa (2020).

Posto isso, as pressões elencadas influenciam na redução da biodiversidade (E) e dos serviços, na fragmentação dos ecossistemas (E), na impermeabilização do solo (E), na

diminuição da disponibilidade hídrica (E) e no aumento do trânsito de veículos e maquinários (E). Estas pressões comprometem todo o equilíbrio do complexo estuarino integrado, uma vez que parte da estrutura trófica depende do aporte de matéria orgânica advinda destes ecossistemas naturais.

Por conseguinte, considerando a importância desses ecossistemas, os impactos são diversos, como a perda ou diminuição das funções ecológicas e ecossistêmicas (I) e a degradação da qualidade do solo (I). Eles, por sua vez, possuem completa relação com os fluxos de matéria e energia que ocorrem nas áreas úmidas apresentadas, sobretudo, no manguezal – bosques de mangue e apicum.

O estuário associado ao manguezal mantém a manutenção da variedade de benefícios e funções que o ambiente proporciona, pois, parte da interação ecológica entre o ecossistema marinho e fluvial influencia no fornecimento de recursos vegetais e animais (serviços ecossistêmicos) para o bem-estar humano (Costa; De Medeiros Rocha; Cestaro, 2014). Desse modo, a diminuição das funções ecossistêmicas e a fragmentação dos ecossistemas afetam diretamente a oferta de serviços, a dinâmica e as características originais do ambiente.

O último impacto está associado à degradação da qualidade do solo. É a partir do solo que inicia o fluxo de energia e matéria nos ecossistemas, sendo este responsável por movimentar todos os ciclos ecológicos do planeta. Com a diminuição das suas funções ecológicas, o solo – que interagem diretamente com os organismos vivos dos ecossistemas –, diminui a oferta de nutrientes para a flora e dificulta o processo de fotossíntese (Vezzani, 2015). Por essa razão, o funcionamento do ecossistema manguezal é afetado, pois é através desse recurso natural que os fluxos de energia e matéria acontecem.

Logo, os impactos das ações humanas abordadas nesta análise podem ser relacionados à ocupação do território mediante ao crescente interesse dos empresários em desenvolver atividades econômicas na área estudada. Qualquer intervenção realizada em um ecossistema, não respeitando suas limitações, pode resultar em alterações negativas na paisagem, incidindo impactos diretamente nos elementos naturais (Tomasoni, 2004).

Por fim, buscando minimizar os impactos ocasionados pelos ecossistemas artificiais, foram proposta algumas respostas (R): atividades de monitoramento e fiscalização; criação de ferramenta de organização para planos de gestão; implantação de corredores ecológicos; e práticas de educação ambiental.

Como estratégia em curto prazo, acredita-se que a realização de um monitoramento e a fiscalização contra a retirada da madeira das espécies de mangue, junto à coleta excessiva da fauna, são medidas que amparam esses ambientes contra a degradação. Além

disso, a realização de maneira concomitante de práticas de educação ambiental sobre os benefícios prestados pelos ecossistemas naturais com os trabalhadores e a comunidade local, seria uma alternativa de fazer com que os grupos envolvidos compreendessem a importância e relevância de preservar e conservar a biodiversidade.

Como medida de médio e longo prazo, sugeriu-se a criação de um minucioso plano de gestão, elaborado através do conhecimento das comunidades, órgãos responsáveis e poder público, advento da necessidade de manutenção e manejo da biodiversidade, assegurando o uso sustentável dos ecossistemas. Outro ponto importante é a implantação de corredores ecológicos, pois percebe-se que, quando inseridos corretamente, contituem saídas com resultados satisfatórios para a diminuição da fragmentação das áreas úmidas.

Considerações Finais

A partir desse estudo constatou-se que os fatores ambientais e climáticos favorecem o desenvolvimento dos ecossistemas artificiais na área e, com isso, propiciam o aumento gradativo das salinas solares e a carcinicultura na planície flúvio-marinha.

Com relação aos impactos adversos identificados, o modelo DPSIR se mostrou satisfatório para análise e avaliação de causas e consequências. Os dados demonstraram que as áreas mais sujeitas a impactos são os manguezais – bosques de mangue e apicum, onde a perda das suas funcionalidades altera diretamente a oferta de serviços ecossistêmicos.

É necessário destacar, portanto, que os resultados fazem parte de uma pesquisa muito maior, suscitando investigações mais detalhadas quanto aos parâmetros ambientais da área, a fim de refinar as diferentes relações ecológicas e ecossistêmicas. Entretanto, entende-se que o trabalho representou uma discussão importante quanto às mudanças da paisagem de um sistema estuarino sob influência de clima semiárido, considerando o mosaico de ecossistemas naturais prioritários para conservação.

Referências

ABCC – Associação Brasileira de Criadores de Camarão. **Levantamento da infraestrutura produtiva e dos aspectos tecnológicos, econômicos, sociais e ambientais da carcinicultura marinha no Brasil em 2011**. Natal, RN: ABCC/MPA, 2013.

ALBUQUERQUE, A. G. B. M. [et al.]. Soli genesis on hypersaline tidal flats (apicuns ecosystem) in a tropical semi-arid estuary (Ceará, Brazil). **Soil Research**, v. 52, n. 2, p. 140-154, 2014.

BRASIL – Marinha do Brasil. Centro de Hidrografia da Marinha. **Tábuas de marés**. 2022. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/chm/tabuas-de-mare>>. Acesso em: 21 jun. 2022.

CÂMARA, M. R. After the gold rush: A review of Artemia cyst production in northeastern Brazil. **Aquaculture Reports**, v. 17, n. 100359, p. 1-6, 2020.

CARVALHO, E.A. **Impactos ambientais na zona costeira**: o caso da estrada Bragança-Ajuruteua, estado do Pará. 2000. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

CONRAD, O. [et al.]. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) vs. 2.1.4. **Geosci. Model Dev.**, n. 8, p. 1991-2007, 2015.

COSTA, D. F. S. **Caracterização ecológica e serviços ambientais prestados por salinas tropicais**. 2013. 206 f. Tese de Doutorado em Biologia) – Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Aveiro-PT, 2013.

COSTA, D. F. S. [et al.]. Breve revisão sobre a evolução histórica da atividade salineira no estado do Rio Grande do Norte (Brasil). **Sociedade & Natureza** (UFU. Online), v. 25, n. 1, p. 24-34, 2013.

COSTA, D. F. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; CESTARO, L. A. Análise fitoecológica e zonação de manguezal em estuários hipersalinos. **Mercator**, v. 13, p. 119-126, 2014.

COSTA, D. F. S. [et al.]. Influência de macroaspectos ambientais na produção de sal marinho no litoral semiárido do Brasil. **Revista de Geografia**, v. 31, p. 28-42, 2014.

COSTA, D. F. S.; DE MEDEIROS ROCHA, R.; CANDIDO, G. A.; SOARES, A. M. V. M. Geographical location and solar salt production. **Revista Mercator**, v. 14, n. 2, p. 91-98, 2015.

DINIZ, M.T.M. **Condicionantes socioeconômicos e naturais para a produção de sal marinho no Brasil**: as particularidades da principal região produtora. 2013. 227 fl. Tese (Doutorado) – Pós-Graduação em Geografia do Centro de Ciências e Tecnologia, da Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2013.

DINIZ, M. T. M.; PEREIRA, V. H. C. Climatologia do estado do Rio Grande do Norte, Brasil: sistemas atmosféricos atuantes e mapeamento de tipos de clima. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 35, n. 3, p. 488-506, 2015.

DINIZ, M. T. M.; VASCONCELOS, F. P. Condicionantes naturais à produção de sal marinho no Brasil. **Revista Mercator**, v. 16, p. 1-19, 2017.

FERNANDES, M. F; BARBOSA, M. P. Aplicações dos indicadores socioeconômicos e ambientais no Modelo DPSIR (Força Motriz/Pressão/Estado/Impacto/Resposta) e influências na desertificação nos municípios de Araripina-PI, Crato e Barbalha-CE e Marcolândia-PI. **Revista Brasileira de Geografia Física**, p. 722-737, 2011.

GILBERT, A. J.; JANSSEN, R. Use of environmental functions to communicate the values of a mangrove ecosystem under different management regimes. **Ecological Economics**, v. 25, p. 323–346, 1998.

GUERRA, A. T.; GUERRA, A. J. T. **Novo dicionário geológico-geomorfológico**. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2008, 652 p.

HIMES-CORNELL, A.; PENDLETON, L.; ATIYAH, P. Valuing ecosystem services from blue forests: A systematic review of the valuation of salt marshes, sea grass beds and mangrove forests. **Ecosystem Services**, v. 30, p. 36-48, 2018.

JUNK, W. J. [et al.]. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Mar. Freshw. Ecosyst.**, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2014.

JUNK, W. J. [et al.]. Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. In: NUNES DA CUNHA, C.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. (Org.). **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2015. p. 13-82.

LEE, S. Y. [et al.]. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 7, p. 726-743, 2014.

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

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

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2002. 210 p.

MOSS, E. D.; EVANS, D. M.; ATKINS, J. P. **Investigating the impacts of climate change on ecosystem services in UK agroecosystems: An application of the DPSIR framework**. **Land Use Policy**, v. 105, 2021.

MOURA-FÉ, M. M.; PINHEIRO, M. V. A. Os parques eólicos na zona costeira do Ceará e os impactos ambientais associados. **Revista Geonorte**, v. 9, n. 1, p. 22-41, 2013.

OTTONI, F. P. [et al.]. Brazilian mangroves at risk. **Biota Neotropica**, v. 21, n. 2, p. 1-6, 2021.

PIRRONE, N.; TROMBINO, G.; CINNIRELLA, S. The Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone system. **Regional Environmental Change**, v. 5, p. 111-137, 2005.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2012. 144 p.

RODRIGUES, R. A.; PARENTE, M. L. Impactos ambientais na zona costeira e qualidade de vida das comunidades. CONGRESSO SOBRE PLANEJAMENTO E GESTÃO DAS ZONAS COSTEIRAS DOS PAÍSES DE EXPRESSÃO PORTUGUESA, 2., 2003. **Anais...** 2003. p. 1-4.

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

SALDANHA, D. S. **Avaliação dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas úmidas costeiras da zona estuarina do rio Piranhas-Açu (RN/NE – Brasil)**. 2020. 140 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2020.

SANTOS, E. C. Geografia, educação ambiental e complexidade frente aos desafios do mundo contemporâneo. **Revista Geonorte**, v. 04, n. esp., p. 155-174, 2012.

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

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum - principais vetores de pressão e as perspectivas para sua conservação e usos sustentáveis**. Brasília/DF: IBAMA, 2005.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Grupo de Ecossistemas: manguezal, marisma e apicum**. São Paulo, 2015.

SILVA, J. S.; FARIAS FILHO, M. S. Expansão urbana e impactos ambientais na zona costeira norte do município de São Luís (MA). **Revista RA'E GA**, v. 46, p. 07-24, 2019.

SILVA, A. F. [et al.]. Análise da ação antrópica sobre fragmentos de mangue no delta do rio Piranhas-Açu (RN). In: REUNIÃO ANUAL DA SBPC, 58., 2006, Florianópolis. **Anais eletrônicos...** Florianópolis: SBPC, 2006. Disponível em: <http://www.sbpnet.org.br/livro/58ra/SENIOR/RESUMOS/resumo_1959.html>. Acesso em 29 nov. 2021.

SOARES, M. O. [et al.]. Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 1-12, 2021.

TOMASONI, M. A. Considerações sobre a abordagem da natureza na Geografia. In: SANTOS, J. M.; FARIA, M. [et al.] (Org.). **Reflexões e Construções Geográficas Contemporâneas**. Salvador: UFBA, 2004, 162 p.

TOMLINSON, P. B. **The botany of mangroves**. Cambridge: Cambridge University Press, 1986. 413 p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VEZZANI, F. M. Solos e serviços ecossistêmicos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. esp., p. 673-684, 2015.

VIDAL, M.F. Carcinicultura. **Caderno Setorial ETENE - Escritório Técnico de Estudos Econômicos do Nordeste**, v. 7, n. 222, 2022.

Como citar:

ABNT

SALDANHA, D. S.; SOARES, I. A. Impactos ambientais adversos causados pelos ecossistemas artificiais na zona estuarina do rio Piranhas-Açu (RN). **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 10, n. 01, e18164, 2024. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.e18164>>. Acesso em: 05 mar. 2025.

APA

Saldanha, D. S., & Soares, I. A. Impactos ambientais adversos causados pelos ecossistemas artificiais na zona estuarina do rio Piranhas-Açu (RN). *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, v. 10, n. 01, e18164, 2024. Recuperado em 05 março, 2025, de <http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.e18164>



This is an open access article under the CC BY Creative Commons 4.0 license.

Copyright © 2025, Universidade Federal do Maranhão.

