



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ  
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE  
MESTRADO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE**

**DAVI LEAL DOS SANTOS BARBOSA**

**AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL BASEADA EM SERVIÇOS  
ECOSSISTÊMICOS**

Teresina  
2024

DAVI LEAL DOS SANTOS BARBOSA

**AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL BASEADA EM SERVIÇOS  
ECOSSISTÊMICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente como exigência para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente

**Orientador:** Prof. Dr. Francisco Soares Santos Filho

**Coorientadoras:** Prof<sup>a</sup>. Dra. Sheila Milena Neves de Araujo Soares e Prof<sup>a</sup>. Dra. Bruna de Freitas Iwata

Teresina

2024

FICHA CATALOGRÁFICA  
Universidade Federal do Piauí  
Biblioteca Comunitária Jornalista Carlos Castello Branco  
Divisão de Representação da Informação

B238a Barbosa, Davi Leal dos Santos.

Avaliação de impacto ambiental baseada em serviços ecossistêmicos / Davi Leal dos Santos Barbosa. -- 2024.  
126 f.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Piauí,  
Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio  
Ambiente, 2024.

“Orientador: Prof. Dr. Francisco Soares Santos Filho”.

1. Grau de Impacto. 2. Manguezais. 3. Restingas. 4. FPEIR.  
5. APA Delta do Parnaíba. I. Santos Filho, Francisco Soares.  
II. Título.

CDD 333.714

**DAVI LEAL DOS SANTOS BARBOSA**

**AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL BASEADA EM SERVIÇOS  
ECOSSISTÊMICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Piauí, como requisito para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente


Linha de pesquisa: Biodiversidade e conservação dos recursos naturais

Orientador: Prof. Dr. Francisco Soares Santos Filho

Coorientadoras: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Sheila Milena Neves de Araujo Soares e Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Bruna de Freitas Iwata


Aprovado em: 20 de maio de 2024.

**BANCA EXAMINADORA**

Documento assinado digitalmente  
 FRANCISCO SOARES SANTOS FILHO  
Data: 15/07/2024 10:43:51-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


---

Prof. Dr. Francisco Soares Santos Filho (UESPI)  
Orientador

Documento assinado digitalmente  
 ELAINE APARECIDA DA SILVA  
Data: 20/05/2024 11:37:45-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Elaine Aparecida da Silva (UFPI)  
Membro interno

Documento assinado digitalmente  
 EDUARDO BEZERRA DE ALMEIDA JUNIOR  
Data: 20/05/2024 11:49:50-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Prof. Dr. Eduardo Bezerra de Almeida Júnior (UFMA)  
Membro externo

À família, que mesmo sem entender muito do porquê estudar “esse negócio de meio ambiente” foram agentes de força, resiliência e paciência. Dedico à minha avó, Adalgiza Leal dos Santos (*in memoriam*) que me ensinou valores que pós-graduação nenhuma seria capaz.

## AGRADECIMENTOS

Certamente escrever esse texto seja a fase mais leve do fim de uma pós-graduação, rememorar a trajetória e ver o nascimento de um texto acadêmico-científico nos dá alegria e a grande responsabilidade de atribuir mérito a todos aqueles que de forma direta ou indireta contribuíram nesse caminho. Antes de tudo, sou grato a Deus, sua bondade e fidelidade foram companheiras seguras na jornada da pós-graduação, e rendo Graças Àquele que primeiro me amou, cuidou, sustentou e guiou até aqui, obrigado Jesus.

Grato à minha família pelo apoio, incentivo e ajuda ao longo dessa trajetória. Sou grato por cada mensagem de esperança e suporte em tantas etapas importantes. Para que hoje pudesse “ser mestre” muitas mãos que não puderam completar o ensino fundamental me auxiliaram nesse caminho. Ainda que muitos periódicos e indexadores de material científico exijam o título de “dôto”, a ciência brasileira ainda é produzida com auxílio de muitos anônimos. Muito obrigado a todos vocês.

Grato ao exímio Prof. Soares, professor, orientador e amigo. Estar no mestrado sob sua supervisão foi uma peça chave para a qualidade e toda a sistematização abordada na pesquisa. Destaco uma das inúmeras qualidades desse profissional: a humanidade. A compreensão com os orientandos e a mentalidade que vai além do Lattes fez essa trajetória ser menos difícil. Pesaroso ainda é pensar que, em nosso País, tantos excelentes profissionais da educação tem seus direitos vilipendiados e são desvalorizados por déspotas que estão no poder.

Grato as coorientadoras, Prof<sup>a</sup>. Milena Soares e Prof<sup>a</sup>. Bruna Iwata, suas contribuições foram importantíssimas para a pesquisa e a multiplicidade de visões contribuiu para o bom andamento de toda a pesquisa. Agradeço também a Universidade Federal do Piauí e ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, sobretudo ao Secretário Dr. José Santana (Zezinho) e da Prof. Elaine Aparecida pela paciência e múltiplas contribuições.

Grato ao Instituto Federal do Piauí e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade que prestaram suporte técnico nas idas e vindas de campo no litoral do Piauí. Agradeço também aos corajosos colegas que me acompanharam em campo, Francielves Macêdo e Kawan Dias. Aos colegas e amigos feitos ao longo do mestrado, especialmente, Adelquis Monteiro, Rayane Camilo, Marcos Carvalho, Seliomar de Sousa e João Vitor, agradeço desde a inúmeras conversas nas filas do RU às lamurias na sala de estudo, vocês foram importantes nesse tempo, muito obrigado.

Por fim, agradeço ao CAPES pela bolsa de pesquisa fornecida durante os dois anos de mestrado, o auxílio financeiro facilitou em grande medida a execução da pesquisa.

“Quando o homem aprender a respeitar até o menor ser da criação, seja animal ou vegetal, ninguém precisará ensiná-lo a amar seus semelhantes”

*-Albert Schweitzer*  
*Ganhador do Nobel da Paz em 1952.*

## RESUMO

A Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) representa um importante instrumento legal essencialmente requerido no licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras, este instrumento evoluiu ao longo do tempo com a incorporação de diversas ferramentas de análise e critérios de avaliação, dentre eles, a abordagem dos serviços ecossistêmicos. Nessa toada, objetivamos avaliar o comportamento, oferta e impactos aos serviços ecossistêmicos e sua aplicabilidade na Avaliação de Impacto Ambiental em ecossistemas costeiros no litoral do Piauí, na APA Delta do Parnaíba. Para tanto, estruturamos nossa pesquisa em dois capítulos, o primeiro com enfoque na vegetação de manguezais e restingas, e o segundo, a criação e aplicação de método de avaliação de impacto baseada nos serviços ecossistêmicos. Realizamos o levantamento fitossanitário, fitossociológico, índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) em 12 (doze) áreas de manguezais e restingas no litoral do Piauí, além disso, levantamos a oferta e impacto aos serviços ecossistêmicos a partir do modelo FPEIR (Força-motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta) e de roteiros observacionais semiestruturados. Todas as coletas obtiveram aprovação do SISBIO e os espécimes vegetais herborizados foram depositados no Herbário Graziela Barroso/UFPI. O método de AIA desenvolvido foi organizado em seis etapas e obteve aplicação em empreendimento hipotético de carcinicultura. Como resultados, foram identificadas 24 espécies vegetais distribuídas em 18 famílias botânicas, com  $H'$  1,28 (manguezais) e 2,59 (restingas), os indivíduos obtiveram maior densidade em classes de diâmetro entre média-baixas com fitossanidade satisfatória, contudo, sofrem com pressões advindas da urbanização, carcinicultura, atividade comercial e o turismo com declínio de biodiversidade, deposição irregular de resíduos sólidos e de espécies invasoras. Foram identificados 19 serviços ecossistêmicos, preponderando serviços de regulação e manutenção, com 62% com alta e média alta abundância, destes, mais de 64% apresentam tendência de queda e queda. Enquanto ao método. O modelo MAISE desenvolvido foi estruturado em seis etapas: a categorização e classificação dos impactos ambientais; a análise da tendência desses impactos; o somatório dos valores de impacto; criação de uma matriz de impacto aos SE; e a classificação Peso Porcentagem de Serviços e Graus de Impacto Ambiental; foram identificados 38 impactos ambientais e 28 SE em diferentes fases do empreendimento, os impactos afetaram predominantemente os serviços de regulação e manutenção. Por fim, apontamos a não linearidade entre a presença de impacto ambiental e a sinergia dos impactos aos SE, desse modo, cabe a implementação de medidas de mitigação estratégicas, dado que os impactos ambientais se comportam distintamente aos SE. O método proposto mostrou-se viável e aplicável no levantamento e preservação da integridade dos ecossistemas e dos serviços que eles fornecem.

**Palavras-chave:** Manguezais, Restingas, Graus de Impacto, FPEIR, APA Delta do Parnaíba

## ABSTRACT

The Environmental Impact Assessment (EIA) is an important legal instrument that is essentially required in the environmental licensing of potentially polluting activities. This instrument has evolved over time with the incorporation of various analysis tools and evaluation criteria, including the ecosystem services approach. With this in mind, we aimed to assess the behavior, supply and impacts of ecosystem services and their applicability in the Environmental Impact Assessment of coastal ecosystems on the coast of Piauí, in the APA Delta do Parnaíba. To this end, we structured our research in two chapters, the first focusing on mangrove and sandbank vegetation, and the second on the creation and application of an impact assessment method based on ecosystem services. We carried out a phytosanitary, phytosociological and Shannon diversity index ( $H'$ ) survey in 12 (twelve) mangrove and sandbank areas on the coast of Piauí, as well as surveying the supply and impact of ecosystem services using the DPSIR (Drivers-Pressure-State-Impact-Response) model and semi-structured observational scripts. All the collections were approved by SISBIO and the herborized plant specimens were deposited in the Graziela Barroso/UFPI Herbarium. The EIA method developed was organized into six stages and was applied to a hypothetical shrimp farm. As a result, 24 plant species were identified, distributed in 18 botanical families, with  $H'1.28$  (mangroves) and  $2.59$  (sandbanks). Individuals had a higher density in medium-low diameter classes with satisfactory phytosanitary conditions, but suffer from pressures from urbanization, shrimp farming, commercial activity and tourism with a decline in biodiversity, irregular solid waste disposal and invasive species. Nineteen ecosystem services were identified, with a preponderance of regulation and maintenance services, 62% of which were of high or medium high abundance, of which more than 64% showed a downward trend. As for the method. The MAISE model developed was structured in six stages: the categorization and classification of environmental impacts; the analysis of the trend of these impacts; the summation of impact values; the creation of an impact matrix for ES; and the classification Weight Percentage of Services and Degrees of Environmental Impact; 38 environmental impacts and 28 ES were identified in different phases of the project, the impacts predominantly affected regulation and maintenance services. Finally, we point out the non-linearity between the presence of environmental impacts and the synergy of impacts on ES, so strategic mitigation measures should be implemented, given that environmental impacts behave differently to ES. The proposed method proved to be viable and applicable for surveying and preserving the integrity of ecosystems and the services they provide.

**Keywords:** Mangroves, Restingas, Impact Scores, FPEIR, APA Delta do Parnaíba

## LISTA DE FIGURAS

Figura 01. Pesquisas que citam os serviços ecossistêmicos em Ecossistemas Brasileiros entre 01/2020- 02/2024 .....	20
Figura 02. Manguezal em Parnaíba, Piauí, Brasil.....	21
Figura 03. Restinga em Parnaíba, Piauí, Brasil.....	21
Figura 04. Mapa de vulnerabilidade ambiental: APA Delta do Parnaíba.....	24
Figura 05. Porcentagem de áreas protegidas por diferentes países do Continente Americano.....	26
Figura 06. Pesquisa em biodiversidade e serviços ecossistêmicos em cada bioma brasileiro e comportamento temporal (2007 a 2017).....	27
Figura 07. Linha do tempo de abordagem da AIA em instrumentos legais após a NEPA.....	28
Figura 08. Modelo de indicadores Força-Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR).....	31
Figura 09. Fluxograma de objetivos e capítulos da pesquisa.....	45

## CAPÍTULO I

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo: municípios do litoral do Piauí abrangidos pela APA DPHB.....	48
Figura 2. Mapa de caracterização da área de estudo, municípios de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	50
Figura 3. Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa .....	54
Figura 4. Ocorrência de <i>Avicennia schaueriana</i> Stapf & Leechm. Ex Moldenke., <i>Rhizophora mangle</i> L., <i>Laguncularia racemosa</i> (L.) C.F. Gaertn., Parnaíba, Piauí, Brasil. A) Frutos ( <i>A. schaueriana</i> ), B) Flores com lobos da corola glabos e folhas elípticas ( <i>A. schaueriana</i> ), C) Flores ( <i>R. mangle</i> ), D) Propágulo ( <i>R. mangle</i> ), E) Folhas e Inflorescências ( <i>L. racemosa</i> ), F) Flores e Inflorescência em espiga ( <i>L. racemosa</i> .....	57
Figura 5. Densidade por classes de diâmetro de manguezais (M1 e M2) de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	58
Figura 6. Densidade por classe de altura de manguezais (M1 e M2) de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	58
Figura 7. Gráfico de Pareto da dominância relativa de famílias botânicas em restingas em Luís Correia, Parnaíba e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	59
Figura 8. Diagrama de Venn das espécies de manguezais e restingas em diferentes níveis de	

conservação em Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	60
Figura 9. Número de indivíduos vegetais por estratos e formas de vida em Restinga.....	62
Figura 10. Densidade por classe de altura de restingas de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	62
Figura 11. Número de indivíduos por espécies em diferentes níveis de conservação em Restingas de Parnaíba, Luís Correias e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	64
Figura 12. Número de indivíduos vegetais por distribuição espacial em restinga: restingas ecotonais, restingas distantes do mar, restingas próximas ao mar.....	64
Figura 13. Ocorrência de <i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Bail. e <i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H.E. Moore em restinga em Luís Correia, Piauí, Brasil. A) Frutos ovoides ( <i>C. prunifera</i> ), B) Inflorescências interfolias ramificada ( <i>C. prunifera</i> ), C) Flores amarelada/vemelho ( <i>J. mollissima</i> ). D) Aspecto geral <i>C. prunifera</i> com folhas flabeliformes cerosas.....	66
Figura 14. Ocorrência de <i>Conocarpus erectus</i> L em ecótono mangue-restinga e restinga em Luís Correia e Parnaíba, Piauí, Brasil. A) Aspecto geral do indivíduo, B) Infrutescências globosas/elipsoides maduras, C) Monodominância de <i>C. erectus</i> em lago costeiro, D) Domínio de <i>C. erectus</i> margeando ecótono mangue-restinga, E) Domínio de <i>C. erectus</i> em dunas.....	68
Figura 15. Variação temporal de usos da terra de áreas urbanas e manguezais nos municípios de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil (1985-2022).....	70
Figura 16. Atividades extrativistas em manguezais em Parnaíba, Piauí, Brasil.....	73
Figura 17. Matriz de abundância e tendência de serviços ecossistêmicos fornecidos pelo componente vegetação em manguezais e restingas em Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	77
Figura 18. Hectares de vegetação desmatada no estado do Piauí (1987 a 2022).....	80
Figura 19. Distribuição de cargos vagos e ocupados da carreira de Especialista em Meio Ambiente do IBAMA (2008-2023).....	81

## CAPÍTULO II

Figura 01. Mapa de localização da área de estudo: municípios do litoral do Piauí abrangidos pela APA DPHB.....	100
Figura 2. Média de serviços ecossistêmicos afetados por impacto ambiental.....	105
Figura 3. Impactos ambientais gerados nas fases de instalação e operação de empreendimento de cultivo de camarão que afetaram os serviços ecossistêmicos.....	106
Figura 4. Impactos ambientais sob os serviços ecossistêmicos promovidos pela carcinicultura em diferentes fases do licenciamento ambiental.....	107
Figura 5. Matriz de Avaliação de Impactos Ambientais em empreendimento de carcinicultura segundo o método MAISE.....	110

Figura 6. Gráfico de distribuição de classe de impacto ambiental.....	111
Figura 7. Matriz de impactos a serviços ecossistêmicos em empreendimento de carcinicultura nas fases de instalação e ocupação.....	112
Figura 8. Diagrama de Sankey do fluxo entre o Grau de Impacto Ambiental (GIA) e Grau de Impacto aos Serviços Ecossistêmicos.....	114
Figura 9. Diagrama de Sankey do fluxo entre o Classificação de Impacto Conforme a Natureza (CICN) e Tendência do Impacto Ambiental (TDIA).....	115

## **LISTA DE TABELAS**

### **CAPÍTULO I**

Tabela 01. Localização das áreas de coleta botânica nos municípios de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	51
Tabela 02. Classe de fitossanidade de plantas.....	55
Tabela 03. Parâmetros fitossociológicos de Manguezais de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	55
Tabela 04. Parâmetros fitossociológicos de Restingas de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.....	61

### **CAPÍTULO II**

Tabela 01. Caracterização dos Impactos aos Serviços Ecossistêmicos conforme os parâmetros da Avaliação de Impacto Ambiental.....	101
Tabela 02. Classes de Impacto aos Serviços Ecossistêmicos (CLIES).....	102
Tabela 03. Valores de tendência dos impactos ambientais conforme sua natureza (TDIA).....	102
Tabela 04. Graus de Impacto Ambiental (GIA).....	103
Tabela 05. Classificação de pesos por porcentagem de serviços ecossistêmicos afetados (PPS).....	104
Tabela 06. Graus de Impacto aos Serviços Ecossistêmicos (GISE).....	104

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>AIA</b>	Avaliação de Impacto Ambiental
<b>APA DPHB</b>	Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba
<b>BPBES</b>	Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos
<b>CICES</b>	Classificação Internacional de Serviços Ecossistêmicos
<b>CICN</b>	Classe de Impacto Conforme a Natureza
<b>EEA</b>	Agência Européia do Meio Ambiente
<b>EstC</b>	Estoques de Carbono
<b>FPEIR</b>	Força Motriz – Pressão – Estado – Impacto - Resposta
<b>GEE</b>	Gases de Efeito Estufa
<b>GIA</b>	Graus de Impacto Ambiental
<b>GISE</b>	Graus de Impacto aos Serviços Ecossistêmicos
<b>IBGE</b>	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<b>ICMBIO</b>	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
<b>IPCC</b>	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas
<b>MAISE</b>	Modelo de Avaliação de Impacto a Serviços Ecossistêmicos
<b>MEA</b>	Avaliação Ecossistêmica do Milênio
<b>NEPA</b>	Política Nacional do Meio Ambiente dos Estados Unidos
<b>OCDE</b>	Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico
<b>PPS</b>	Peso Porcentagem de Serviços Ecossistêmicos
<b>SE</b>	Serviços Ecossistêmicos
<b>SNUC</b>	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
<b>TDIA</b>	Tendência dos Impactos Ambientais Conforme a Natureza
<b>UC</b>	Unidades de Conservação
<b>WRI</b>	World Resources Institute
<b>ZEE</b>	Zoneamento Ecológico Econômico
<b>ZEE-C</b>	Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	16
<b>1.1 Hipóteses</b> .....	18
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	19
<b>2.1 Objetivo Geral</b> .....	19
<b>2.2 Objetivos Específicos</b> .....	19
<b>3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	20
<b>3.1 Manguezais, restingas e impactos ambientais costeiros</b> .....	20
<b>3.2 Serviços ecossistêmicos e unidades de conservação</b> .....	24
<b>3.3 Avaliação de impacto ambiental, serviços ecossistêmicos e o modelo FPEIR (DPSIR)</b> .....	28
<b>3.4 Referências</b> .....	33
<b>4 ESTRUTURA METODOLÓGICA</b> .....	45
<b>5 RESULTADOS</b> .....	46
<b>5.1 CAPÍTULO I. TAMANHO NÃO É DOCUMENTO: AVALIAÇÃO DE OFERTA DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E IMPACTOS NA VEGETAÇÃO DO MENOR LITORAL DO BRASIL</b> .....	46
5.1.1. Introdução.....	46
5.1.2. Metodologia.....	48
5.1.2.1. Caracterização da área de estudo.....	48
5.1.2.2. Levantamento fitossociológico, fitossanitário e observacional.....	50
5.1.2.3 Serviços ecossistêmicos e modelo Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR).....	53
5.1.3. Resultados e Discussões.....	55
5.1.4. Considerações Finais.....	82
5.1.5. Referências.....	83
<b>5.2. CAPÍTULO II. AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL ECOSISTÊMICA: PROPOSTA METODOLÓGICA APLICADA EM ECOSISTEMAS COSTEIROS DO LITORAL PIAUIENSE</b> .....	97
5.2.1 Introdução.....	98
5.2.2. Metodologia.....	99
5.2.2.1. Área hipotética de aplicação metodológica.....	99
5.2.2.2. Proposta de Avaliação de Impacto Ambiental aos Serviços Ecossistêmicos.....	101
5.2.3 Resultados e Discussões.....	105
5.2.4 Considerações Finais.....	115
5.2.5. Referências.....	116
<b>6.0 CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS: LIMITAÇÕES, CONTRIBUIÇÕES E PERSPECTIVAS</b> .....	121
<b>APÊNDICES</b>	

## 1 INTRODUÇÃO

A zona costeira é o ambiente mais dinâmico da Terra, sendo a única região onde o ambiente terrestre, a atmosfera, a água do mar e a água doce interagem em diferentes escalas de intensidade, tempo e espaço (Silva *et al.*, 2020) são ambientes marcados por sua geodinâmica, permitindo desenvolvimento adaptativo de distintas vegetações, como a restinga em solos salinos com pouco acesso à água doce e manguezais em solos hidromórficos.

Considerado um dos ecossistemas mais produtivos do planeta, os manguezais, são parte das zonas costeiras e são encontrados ao longo da costa e de estuários de regiões tropicais e subtropicais, e sua biodiversidade é bastante adaptada às variações de nível de marés e de salinidade das suas águas e sedimentos/solos. Nessa regiões também são localizados importantes remanescentes de vegetação atlântica, as restingas, vegetação antropicamente alterada, resistente as condições de insolação e salinidade e exposta a numerosos impactos ambientais (Santos-Filho *et al.*, 2015; Schlickmann *et al.* 2019; Nascimento *et al.*, 2021).

Esses ecossistemas são promotores de serviços ecossistêmicos (SE) essenciais para a adaptação climática e resistência ao longo da costa, dentre eles a proteção contra tempestades e elevação do nível do mar, a prevenção da erosão, berço de espécies marinhas, qualidade das águas, ciclagem de nutrientes, armadilhas de sedimentos, estoques de carbono, provisão de habitat para inúmeras espécies marinhas comercialmente importantes e ameaçadas de extinção e segurança alimentar para muitas comunidades costeiras ao redor do mundo (Gasparinetti *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2018; Paiva; Almeida Jr., 2020; Miller; Spoolman, 2021; Bokermann *et al.*, 2021).

A conservação dos ecossistemas costeiros é indissociável dos muitos serviços ecossistêmicos que estes fornecem à sociedade, principalmente comunidades tradicionais. Esse fator é determinante para boa parte das áreas de manguezais e restingas caracterizarem-se como reservas extrativistas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (Santos-Filho *et al.*, 2015; ICMBIO, 2018; Paiva; Almeida Jr., 2020). Entretanto, estão ameaçadas devido ao desmatamento e à degradação ambiental atrelado ao avanço do mercado imobiliário, plantio de culturas, exploração agropecuária, expansão da carcinicultura e extrativismo de fauna e flora flúvio-marinhas e flúvio-lacustres (Brandão, 2011; Sousa; Valladares; Espíndola, 2016; Paiva; Almeida Jr., 2020; Barbosa *et al.*, 2021).

Os ecossistemas costeiros e seus serviços são cercados de vulnerabilidade ecológica e impactos ambientais antrópicos severos, a necessidade de estudos dentro destes ambientes é importante para a conservação da biodiversidade, conhecimento ecológico e desenvolvimento

regional sustentável. A partir desta premissa tem-se desenvolvido ao longo dos anos ferramentas e políticas de gestão ambiental costeira que compreendam tanto a compreensão ecossistêmica quanto o conhecimento dos impactos ambientais, como o estabelecimento de unidades de conservação e zonas de proteção permanente, planos de gestão integrada e de base ecossistêmica, legislações específicas às zonas costeiras e a própria Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) (BRASIL, 1988; Landsberg *et al.*, 2013; Lima, 2018; Lima *et al.*, 2018; BRASIL, 2021; Guo *et al.*, 2023).

Ferramentas e modelos que, atrelados a compreensão ecológica, promovão a avaliação dos impactos aos ecossistemas são salutarés na tomada de decisão, e na garantia de oferta aos serviços, especialmente em ecossistemas tão dinâmicos e fornecedores de serviços ecossistêmicos. Nessa toada, nacionalmente, a Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES) promoveu a integração da biodiversidade, SE e desenvolvimento nas decisões políticas (BPBES, 2019). Contudo, a aplicação da abordagem ecossistêmica dos SE e de impactos que os afetam ainda é pouco presente em estudos de impacto ambiental, especialmente em zonas costeiras, onde a alta dinâmica dos processos naturais e a intensa ocupação antrópica intensificam a necessidade dessa abordagem (Lins-De-Barros; Batista, 2020; Abarca *et al.*, 2021; Corrêa *et al.*, 2021).

Nesse sentido, cabe o estabelecimento de medidas e modelos que possam agregar na tomada de decisão, na oferta de serviços ecossistêmicos e na conservação dos ecossistemas que vem sendo alvos de constantes flexibilizações legais que os tornam ainda mais vulneráveis (Nascimento *et al.*, 2021). Diante disso, apresentamos as perguntas que nortearão a pesquisa: a) Quais serviços ecossistêmicos estão disponíveis nos manguezais e restingas dentro e fora da APA Delta do Parnaíba? b) Como as ações e impactos antrópicos influenciam na oferta e disponibilidade destes serviços? c) Os serviços ecossistêmicos funcionam e podem ser inseridos como ferramentas na Avaliação de Impacto Ambiental?

## 1.2 Hipóteses

- Os ecossistemas costeiros em Unidades de Conservação oferecem mais serviços ecossistêmicos de regulação e manutenção, enquanto ecossistemas costeiros perturbados reduzem a oferta de serviços ecossistêmicos ao tempo que geram maiores serviços de provisão e culturais;
- A permanência de atividades insustentáveis em zonas vulneráveis irá acelerar a perda de serviços ecossistêmicos;
- A abordagem quali quantitativa de avaliação de serviços ecossistêmicos na Avaliação de Impactos Ambientais mostra-se possível.

## **02. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar o comportamento, oferta e impactos dos serviços ecossistêmicos e sua aplicabilidade como método de avaliação de Impacto Ambiental em manguezais e restingas do Litoral do Piauí.

### **2.2 Objetivos Específicos**

Realizar diagnóstico ambiental a partir de indicadores ambientais FPEIR dos serviços ecossistêmicos fornecidos por manguezais e restingas no litoral piauiense;

Avaliar a dinâmica costeira e impactos ambientais em diferentes manguezais e restingas do litoral piauiense;

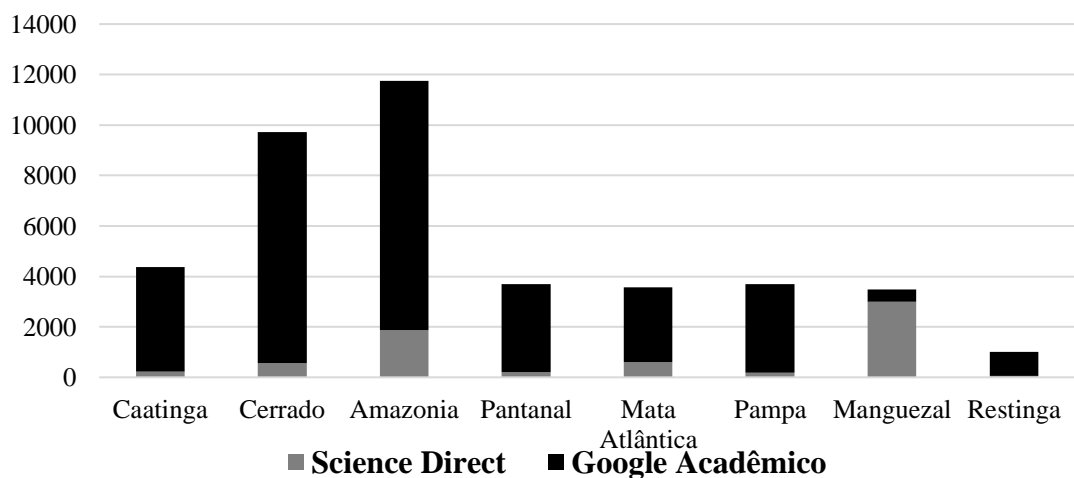
Aplicar avaliação de serviços ecossistêmicos em etapas da Avaliação de Impacto Ambiental;

### 3.0 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 Manguezais, restingas e impactos ambientais costeiros

O território brasileiro detém uma diversidade de ecossistemas, os quais vêm sendo estudados ao longo do tempo, estando a Amazônia como líder do pódio em pesquisas que citam os serviços ecossistêmicos, enquanto os Manguezais e Restingas em última posição, juntamente com o Pampa e Pantanal (Figura 01). O conhecimento desses ecossistemas ainda pouco estudados é essencial para a preservação da biodiversidade, especialmente as zonas costeiras que sofrem com elevada concentração populacional (Hattam *et al.*, 2015), vulnerabilidade ambiental (Bustamante *et al.*, 2019; Mishra *et al.*, 2021; Barbosa *et al.*, 2022) além de ser legalmente incipiente em mecanismos que garantam sua proteção (Darold; Irigaray, 2018).

**Figura 01.** Pesquisas que citam os serviços ecossistêmicos em Ecossistemas Brasileiros entre 01/2020- 02/2024



Fonte: Elaboração própria

A zona costeira brasileira é marcada por características geomorfológicas singulares, com formações rochosas, arenosas, aluviais, fluviais e estuarinas com foz de inúmeros cursos d'água. Em resposta a tamanha variabilidade se desenvolve nesses ambientes fitofisionomias adaptadas a dinâmica de marés, solos hidromórficos, salinidade e ventos, como os manguezais e restingas. Os manguezais (Figura 02) ocupam entre 60 a 70% de toda linha costeira nas regiões tropicais e subtropicais (Giri *et al.*, 2011; Barnabas *et al.*, 2013) e fornecem diversos serviços ecossistêmicos (Gasparinetti *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2018), contudo ainda ameaçados pelas atividades humanas (Leão; Prates; Fumi, 2018).

**Figura 02.** Manguezal em Parnaíba, Piauí, Brasil.



Foto: Autor, 2022.

Não obstante, essas zonas ainda são compostas pela restinga (Figura 03), vegetação herbácea, arbórea e arbustiva com características adaptativas às condições de ventos e solos arenosos salinos, distribuídas ao longo da costa e promotoras de importantes serviços de regulação (Paiva; Almeida Jr., 2020), suporte (Costanza *et al.*, 2017; Bokermann *et al.*, 2021) provisão e culturais (Santos; Silva *et al.*, 2012; Darold; Irigaray, 2018).

**Figura 03.** Restinga em Parnaíba, Piauí, Brasil.



Foto: Autor, 2022

O mais recente relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2023) por intermédio da Comissão Global de Adaptação aponta medidas de adaptação baseadas em ecossistemas diante das mudanças climáticas, dentre as quais, cita

a necessidade de proteção de zonas úmidas costeiras e a restauração de seus ecossistemas como forma de combate a erosão, aumento do nível do mar, proteção de áreas costeiras e por absorverem a água de inundações. Contudo, mesmo diante da oferta desses importantes serviços ecossistêmicos, no Brasil os ecossistemas costeiros e marinhos continuam tendo sua extensão reduzida (MapBiomias, 2022).

O Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (2019) aponta a elevada importância econômica, social e biológica das zonas costeiras brasileiras diante do nível ínfimo de proteção que esses recebem, os manguezais, por exemplo, nos últimos 20 anos (2001–2021) sofreram uma redução de 11 mil hectares (Joly *et al.*, 2019; MapBiomias, 2022). Por outro lado, mesmo detendo a segunda maior extensão de manguezais do mundo e uma importante área coberta por restingas, o Brasil, foi recentemente atacado com medidas retrógradas que se propunham flexibilizar a proteção dos manguezais e restingas, a partir da revogação da Resolução n.º 303/2002 do CONAMA que prevê a proteção desses ecossistemas (G1, 2020; Santos; Freitas; Medeiros, 2023). Felizmente, não foram atendidas as solicitações de revogação das legislações pelo Supremo Tribunal Federal brasileiro.

Darold e Irigaray, (2018) apontam que do ponto de vista legal, a legislação federal brasileira ainda não contempla mecanismos legais que garantam de forma efetiva a proteção de áreas úmidas. Contudo, a problemática não está na ausência de mecanismos legais, mas parte da inefetividade aplicatória dos inúmeros mecanismos vigentes. Nessa linha de pensamento, Castilho e Mondolfo, (2023) ao avaliarem a efetividade da tutela processual penal na proteção do meio ambiente no Brasil, apontam esta inefetividade aplicadora, inclusive, em casos emblemáticos como os rompimentos da barragem de Brumadinho e Mariana.

Dantas *et al.*, (2023) reitera esta crise na efetividade do direito ambiental e destaca os que os desafios vão desde a omissão no cumprimento constitucional até a diversidade de interesses particulares do aplicador da norma, por vezes, antagonistas a proteção e preservação ambiental. Somado a isso, o baixo valor destinado a ações de planejamento e gestão ambiental e a falta de efetividade dos mecanismos de controle e fiscalização (Silva, 2022) além da incipiência de estudos nessas zonas que faz com que boa parte da biodiversidade seja perdida antes mesmo de ser conhecida (Sousa; Santos-Filho, 2020).

As atividades humanas são um dos principais agentes causadores desses inúmeros impactos ambientais, entretanto, em ambientes costeiros, eventos extremos também são

agentes de impacto ambiental devido à modificação na paisagem e na biodiversidade (Mishra *et al.*, 2021). Atualmente, a perda dessa biodiversidade representa um dos maiores desafios do Antropoceno (Darbi, 2020), devido não só a intensa ocupação e seus impactos no ambiente físico, como também, a vulnerabilidade natural associada aos ecossistemas (Barbosa *et al.*, 2022), a ocupação de zonas de alto valor ecossistêmico por comunidades pobres (Bagolle; Costela; Goyeneche, 2023) estas causadoras de impactos ambientais locais em detrimento da sobrevivência (Miller; Spoolman, 2021).

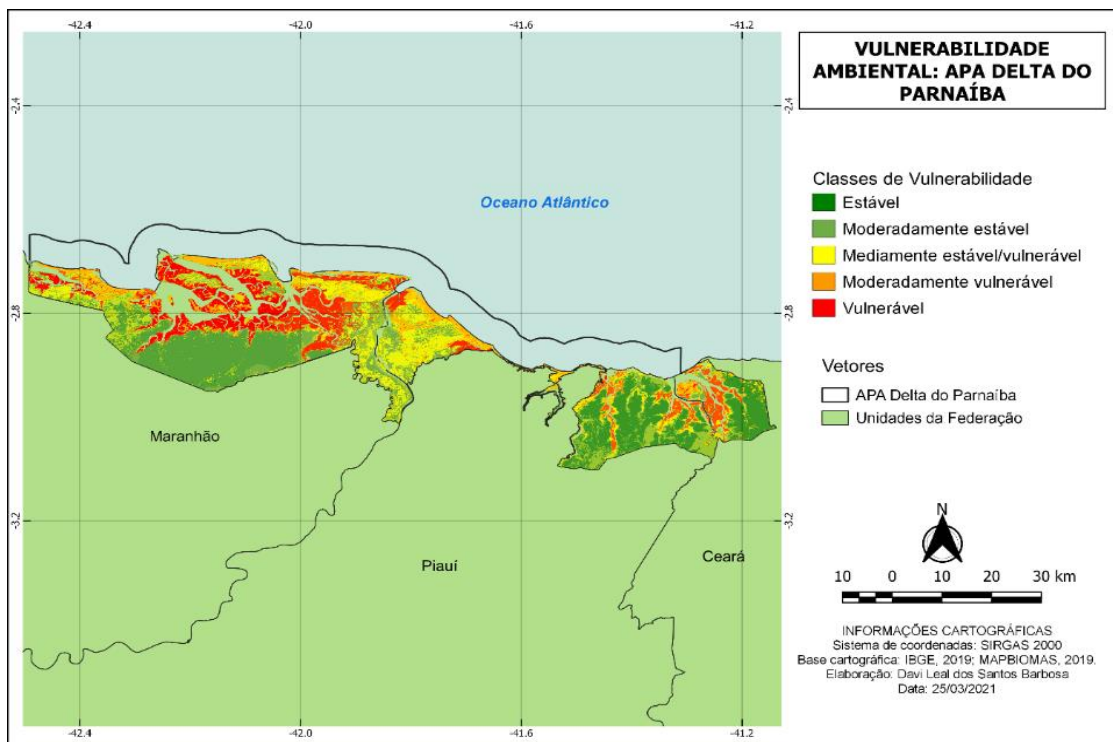
As restingas, por sua vez, são importantes remanescentes de vegetação atlântica que sofrem com alta ocupação antrópica em detrimento do avanço do mercado imobiliário, extração de areia, expansão agropecuária e invasão de espécies exóticas. Estas pressões e o baixo número de estudos associadas são grandes ameaças ao ecossistema (Santos-Filho *et al.*, 2015; Schlickmann *et al.* 2019; Nascimento *et al.*, 2021). Para os manguezais o avanço das populações humanas nas zonas costeiras também é um dos principais desafios, tendo em vista que a supressão da vegetação pode gerar grandes emissões de carbono, um dos mais importantes Gases de Efeito Estufa (GEE) (Atwood *et al.*, 2017; Hamilton; Friess, 2018; Murdiyarto *et al.*, 2015 ; Taillardat; Friess; Lupascu, 2018; Hayashi, 2019).

Grandes mudanças nos usos da terra já se mostraram fatores de declínio de serviços ecossistêmicos (Rajbanshi; Das, 2021; Peng *et al.*, 2022), ressalta-se também que os impactos ambientais e as perdas de cobertura vegetal e biodiversidade sofridos por esses ecossistemas costeiros abrangem não apenas aspectos físicos e bióticos, mas também a todas as populações vulneráveis dependentes dos ecossistemas. Hubner *et al.*, (2020), em estudo com comunidades de pescadores da zona costeira, apontam mais de 70 conflitos no Brasil envolvendo os pescadores e atividades costeiras dos portos, estaleiros e a carcinicultura, por exemplo.

A carcinicultura para além de ser uma atividade econômica importante regionalmente (Queiroz *et al.*, 2020) tem sua maior concentração no Nordeste do Brasil (Rocha *et al.*, 2022) e representa uma das atividades que mais causam redução e alteração nos ecossistemas costeiros vegetados, como os manguezais e restingas (Souza *et al.*, 2021). Está dentre as três atividades (carcinicultura, cultivo de arroz, cultivo de dendê) que mais promoveram perda de manguezais (Goldberg *et al.*, 2020), são responsáveis por significativas emissões de GEE (Kauffman *et al.*, 2018) além de seus nutrientes provenientes dessa atividade representar uma das fontes de poluição mais comuns em estuários e lagoas costeiras no Nordeste do Brasil (Barcellos *et al.*, 2019).

Somado-se a isso, o litoral do Piauí sobreposto pela APA DPHB, a crescente presença de padrões de ocupação antrópica de uso da terra no litoral, especialmente na Área de Proteção Ambiental que corta o litoral piauiense, vem crescendo nos últimos vinte anos, mesmo tendo suas áreas de restingas e manguezais como moderadamente vulnerável e vulnerável, respectivamente. (Figura 04) (Barbosa *et al.*, 2021; Barbosa *et al.*, 2022).

**Figura 04.** Mapa de vulnerabilidade ambiental: APA Delta do Parnaíba



Fonte: Barbosa *et al.*, 2022

### 3.2 Serviços ecossistêmicos e unidades de conservação

Os serviços ecossistêmicos foram conceituados recentemente por ecólogos como serviços naturais fornecidos por ecossistemas saudáveis, que sustentam a vida e a economia humana sem nenhum custo financeiro (Miller; Spoolman, 2021). Contudo, o debate acerca dos serviços ecossistêmicos não é tão recente. Os primeiros relatos científicos dos serviços fornecidos pelos ecossistemas datam da década de 70, onde Walter Westman já apontava os “serviços da natureza” para aumentar o interesse da sociedade pela conservação da biodiversidade (Westman, 1977; Fisher *et al.*, 2009; Campanha *et al.*, 2019; Nunes *et al.*, 2021). Anos depois, em 1981, Paul e Anne Ehrlich estabelecem o termo serviços ecossistêmicos (Fisher *et al.*, 2009; Nunes *et al.*, 2021). Sendo o estopim de uma abordagem conceitual distinta, enraizada no ecossistema

(ecologia) e na economia (Sinisgalli *et al.*, 2022).

O avanço dos estudos sobre serviços ecossistêmicos tomou maior conhecimento e expansão a partir das pesquisas pelo ramo da Economia Ecológica, ciência que tem como premissa o estabelecimento dos limites máximos de degradação e mínimos de conservação do capital natural (Igari *et al.*, 2020), desenvolvida por Costanza *et al.*, (1997) tendo seu crescimento em publicações a partir de 2005 com a publicação da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA). A MEA organizou os serviços em quatro classes: serviços de regulação, serviços de provisão, serviços de suporte e serviços culturais (MEA, 2005) e trouxe em evidência a importância e dependência humana do capital natural e o declínio gradual da oferta de serviços ecossistêmicos em detrimento do crescimento populacional, não obstante, propôs a quebra da dicotomia homem-natureza.

Contudo, no Antropoceno, a abordagem conceitual de serviços ecossistêmicos em artigos científicos brasileiros ainda é recente, estando focada em apontar a garantia dos serviços em detrimento da biodiversidade sem avaliar a relação causa-efeito (Joly *et al.*, 2019). Sinisgalli *et al.*, (2022), sob uma perspectiva diferente, destacam que a “natureza antropocêntrica” do conceito não o transforma em uma abordagem voltada à garantia do suprimento do serviço para o bem-estar, mas associada a definição de limites que respondam o quanto pode ser alterado do meio mantendo os serviços ecossistêmicos. A dicotomia acerca da aplicação conceitual decerto promove entraves em sua maior aplicabilidade, especialmente, no Brasil.

Desde então surgem ferramentas, modelos e aplicações do conceito de serviços ecossistêmicos em diversos âmbitos, como políticas públicas ambientais (Asmus *et al.*, 2018; Ikematsu *et al.*, 2022), valoração econômica e ambiental (Constanza *et al.*, 1997; Silva; Scherer, 2021; Fassina *et al.*, 2022), pagamento por serviços ambientais (Coelho *et al.*, 2021; Brasil, 2021; Guerra; Ranieri, 2023; Muhammad *et al.*, 2023; Almeida; Trovarelli; Massi, 2023), relatórios ambientais (Joly *et al.*, 2019; IPCC, 2023), planejamento e gestão territorial e socioambiental (Maireles *et al.*, 2020; Scherer; Asmus, 2021; García-Onetti *et al.*, 2021; Rodriguez; Silva; Cavalcanti., 2022), gestão de base ecossistêmica (Veiga-Lima *et al.*, 2016; Ribeiro *et al.*, 2016; Lima *et al.*, 2018; Asmus *et al.*, 2018) além de recentes aplicações na Avaliação de Impacto ambiental (Landsberg *et al.*, 2011; Landsberg *et al.*, 2013; Septanil *et al.*, 2017; Longo; Rodrigues, 2017).

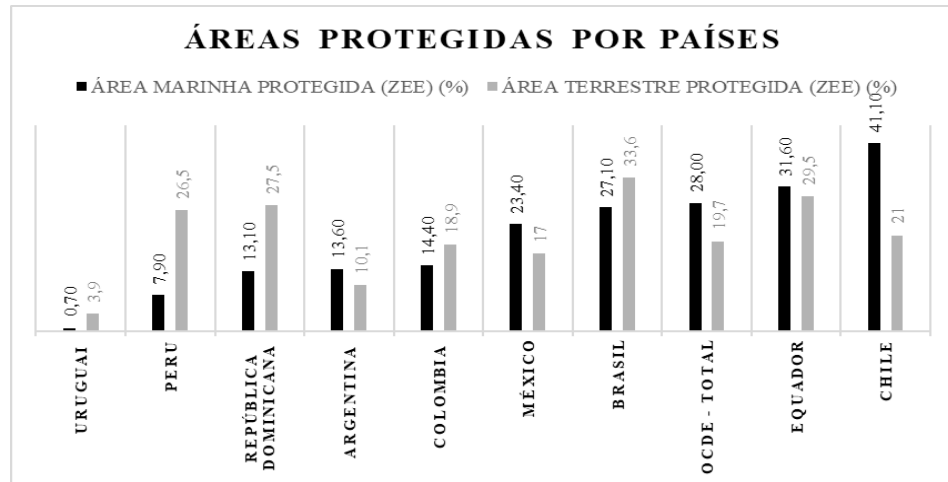
Uma das ferramentas estudadas e implementadas pelo Brasil é o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), instituída recentemente pela Lei 14.119 de janeiro de 2021,

que institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. O PSA emerge de políticas ambientais conservacionistas mergulhadas em uma economia de mercado, que visa estimular a conservação ambiental a partir de incentivos econômicos fornecidos por serviços ambientais prestados por comunidades e empreendedores rurais, assentados, comunidades tradicionais, povos indígenas e Unidades de Conservação por representarem importantes áreas fornecedoras de serviços ecossistêmicos e ambientais.

Afora o PSA, alternativas à devastação de ecossistemas, especialmente, os florestais, e seus serviços foram instituídas ao longo do tempo. As Unidades de Conservação (UC) são exemplos de áreas protegidas que atuam na conservação de recursos e características naturais relevantes (BRASIL, 2000), sendo importantes ferramentas de conservação ambiental e de serviços ecossistêmicos. Dado que, as perturbações nas florestas influenciam a estrutura e função do ecossistema (Chaudhy; Sidhu; Paliwal, 2021) é indispensável fortalecer a permanência destas UC e de seus serviços ainda que sejam incipientes estudos voltados a relação existente entre áreas protegidas e serviços ecossistêmicos (Sancho-Pivoto *et al.*, 2022).

O Brasil é país com a maior porcentagem de áreas terrestres protegidas do mundo (OCDE, 2023) e ocupa o 4º lugar em proteção de áreas marinhas, equivalendo a quase toda área protegida (96,7%) pelos 38 países pertencentes à Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2023) (Figura 05). Além disso, detém atualmente mais de 2 mil unidades de conservação, federais, municipais e estaduais, dentre elas, 74 destas são Áreas de Proteção Ambiental (APA) compreendidas no bioma marinho costeiro e associados (Gatto, 2020) as APAs são classificadas como áreas de uso sustentável que abrigam fauna, flora com ocupação humana com objetivo de conservação com uso sustentável de parte dos seus recursos em uma área com limites disciplinados, sendo a APA do Delta do Parnaíba uma delas.

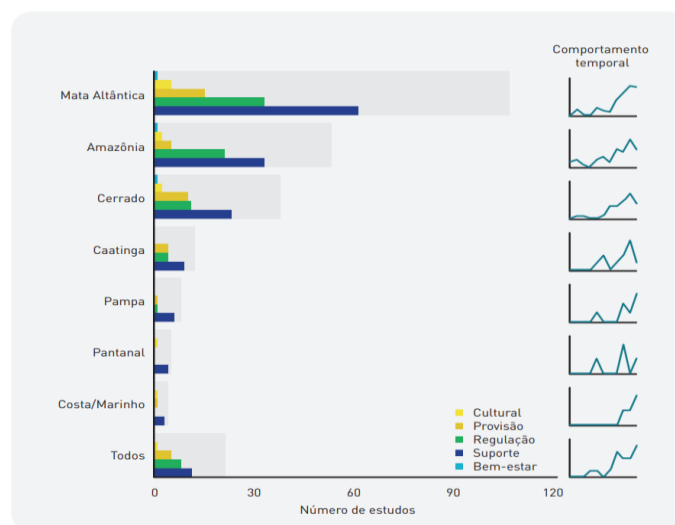
**Figura 05.** Porcentagem de áreas protegidas por diferentes países do Continente Americano



Fonte: Elaboração própria. Adaptado, OCDE, 2023.

Todavia, ainda que o Brasil retenha números memoráveis em áreas protegidas e unidades de conservação, sua salvaguarda não tem garantido conservação, tampouco preservação ambiental. Sob esta ótica, ressalta-se tanto a necessidade de estudos voltados a garantia da efetiva conservação, ainda literal, quanto o fornecimento de serviços ecossistêmicos em UC, assim como os biomas e fitofisionomias contidas na UC, a Figura 06 demonstra o número de pesquisas dialogando biodiversidade e serviços ecossistêmicos desenvolvidas em cada bioma brasileiro ao longo do tempo, estando o bioma costeiro/marinho com o menor número de pesquisas. Somando-se a isso a carência da avaliação de impacto a esses serviços, sobretudo, impactos regionais e estratégicos nessas zonas.

**Figura 06.** Pesquisa em biodiversidade e serviços ecossistêmicos em cada bioma brasileiro comportamento temporal (2007 a 2017).



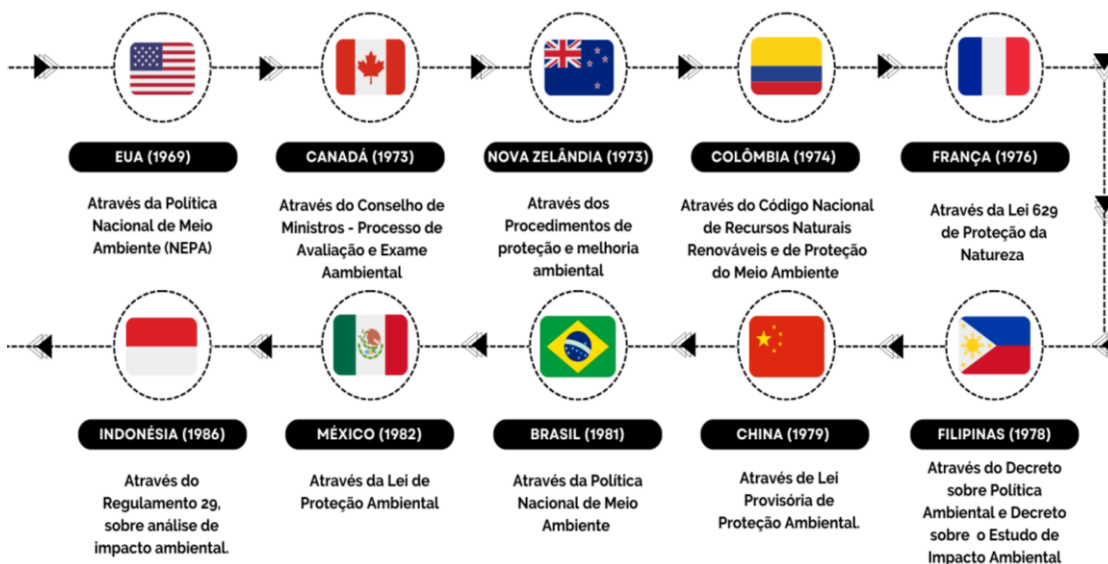
Fonte: Joly *et al.*, (2019)

### 3.3 Avaliação de impacto ambiental, serviços ecossistêmicos e modelo FPEIR (DPSIR)

Instituída legalmente no Brasil pela Lei Federal n.º 6.938/1981, a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) tem seu papel inerente na prevenção e redução dos impactos decorrentes de propostas de desenvolvimento, dando suporte à tomada de decisão oferecendo previamente uma análise sistemática das implicações ambientais de uma ação e suas alternativas (Sánchez, 2013; Glasson *et al.*, 2012). Contudo, sua origem aos moldes do exposto no texto legal brasileiro foi influenciada seminalmente pela Política Nacional do Meio Ambiente (NEPA) dos Estados Unidos, essa sendo a primeira a estabelecer a AIA como requisito na tomada de decisão em atividades que poderiam acarretar impactos ambientais negativos (Sánchez, 2020).

Por conseguinte, surgem inúmeros instrumentos legais que introduziram a AIA na tomada de decisão ambiental (Figura 07), além do estabelecimento de tratados internacionais, cooperação para desenvolvimento e sua aplicação no licenciamento ambiental, especialmente, no Brasil. Para Sánchez, em 2020, no Brasil parece ter ocorrido uma convergência pelas demandas colocadas por agentes exógenos e as demandas internas de movimentos ambientalistas que favoreceram a acolhida favorável da AIA.

**Figura 07.** Linha do tempo de abordagem da AIA em instrumentos legais após a NEPA.



Fonte: Elaboração própria. Adaptado, Sánchez, 2020.

De caráter obrigatório no território brasileiro em Estudos de Impacto Ambiental (EIA), a AIA, é uma das principais aplicações como instrumento de planejamento na gestão ambiental, que acompanha todo o período de vida do empreendimento (Morgan,

2012; Gallardo; Aguiar; Sánchez, 2016). Entretanto, mesmo estando intrínseco em ferramentas de gestão importantíssimas ao estado brasileiro, apresenta defasagens significativas com deficiências recorrentes em diferentes avaliações (Duarte; Dibo; Sánchez, 2017), ausência de participação popular (Gaspar; Santos; Souza, 2020; Santos; Almeida; Veronez, 2022) sistematização de impactos cumulativos e encadeamento de planejamento, por exemplo (Gallardo *et al.*, 2017; Fonseca; Sánchez; Ribeiro, 2017).

A aplicação da AIA nos EIA ainda é deficiente, é comum serem encontrados sobreposições de impactos ambientais sociais, omissão e enviesamento em resultados (Montaño; Souza, 2015; Gaspar; Santos; Souza, 2020) por vezes, balizados na dificuldade dos agentes que o elaboraram em dialogar os aspectos ambientais de diferentes meios com seus impactos ambientais, eventualmente apresentados como sinônimos, além da ausência de compreensão sinérgica entre os impactos e outros aspectos. Uma abordagem ecossistêmica surge então como uma alternativa de aprimoramento às defasagens dos modelos vigentes, gerando uma análise integrada (Rosa; Sánchez, 2016; Longo; Rodrigues, 2017; Asmus *et al.*, 2018).

Dentro desta perspectiva, surgiram as primeiras iniciativas internacionais de aplicação múltipla da abordagem ecossistêmica dos SE, com maior destaque dado pelas publicações práticas do World Resources Institute (WRI). Os guias publicados pelo órgão apresentam direcionamentos metodológicos que realizam análise de SE (WRI, 2008), incluem os SE na AIA (Landsberg *et al.*, 2011; Landsberg *et al.*, 2013), analisaram sobre uma abordagem administrativa os riscos e oportunidades associados aos SE (WRI, 2012) e à valoração de SE. *A posteriori* surgiram iniciativas nacionais que buscavam dialogar biodiversidade, serviços ecossistêmicos e desenvolvimento voltado à tomada de decisão com o lançamento da Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES) (BPBES, 2019).

A abordagem ecossistêmica dos SE na AIA é embrionária, ainda que haja direcionamentos, não é vislumbrado em estudos de impacto ambientais e suas respectivas avaliações de impacto. Outrossim, diz respeito quando estes estudos de impacto estão situados em zonas costeiras, torna-se ainda mais relevante uma abordagem ecossistêmica, tendo em vista o alto dinamismo natural dos processos costeiros que interagem incessantemente na atmosfera, biosfera, litosfera e hidrosfera (Lins-De-Barros; Batista, 2020; Abarca *et al.*, 2021; Corrêa *et al.*, 2021) nos meios físicos e bióticos e intensa ocupação e exploração antrópica (Gallardo *et al.*, 2021; Ribeiro *et al.*, 2021; Pinho;

Carrigo, 2021). Para Bustamante *et al.*, (2019), os ambientes costeiros e marinhos têm sofrido impacto de atividades como pesca intensiva, aquicultura, extração mineral, navegação, turismo e obras de infraestrutura (portos, enrocamentos e ocupações na costa), cujos efeitos afetam outras áreas.

Souza *et al.* (2021) destacam que empresas precisam integrar dados sociais e biofísicos para entender os impactos de suas operações nos serviços ecossistêmicos, associando os serviços ecossistêmicos como parte da avaliação de impacto ambiental e social. Entretanto, impactos ambientais em zonas costeiras demandam medidas de mitigação e prevenção sistemáticas, uma vez que alteração em *habitats* altera o fluxo de espécies em ecossistemas que por consequência alteram os serviços ecossistêmicos (Singh *et al.*, 2020). Adams e Rajkaran (2021), em estudos na África do Sul, reforçam tal pressuposto, demonstrando que aumentos futuros em *habitats* costeiros de manguezais serão provavelmente limitados devido ao número de estuários abertos permanentemente.

A perda dos ecossistemas ainda é uma das principais causas de perdas de serviços ecossistêmicos essenciais às comunidades dependentes. Sánchez (2020) reitera que, o uso dos recursos naturais e dos serviços fornecidos pelos ecossistemas à população local é uma questão relevante a ser levantada durante os estudos, especialmente os de base, dada a dependência direta e imediata dos serviços ecossistêmicos por essas populações e a transversalidade e integração dos serviços, que perpassam os três principais meios de avaliação (meio físico, biótico e antrópico).

Devido à ausência de modelos objetivos aplicados às AIAs com os SE em zonas costeiras, tornou-se usual a aplicação do modelo de indicadores de sustentabilidade e gestão ambiental, Força Motriz (Drivers), Pressão (Pressure), Estado (State), Impacto (Impact) e Resposta (response) (FPEIR; do inglês DPSIR) desenvolvido pela Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 1993) e pela Agência Europeia do Meio Ambiente (EEA, 1995), a ferramenta é utilizada para diagnosticar relações causa-efeitos entre a dicotomia homem-natureza, e tem avançado especialmente na gestão de zonas e ecossistemas costeiros (De Andrés *et al.*, 2018; Sekar; Anh; Schneider, 2020; Araujo *et al.*, 2021; Quevedo; Uchiyama; Kohsaka, 2021; Sampath; Freitas; Dias, 2022; Quevedo *et al.*, 2023).

O modelo FPEIR tem sido uma ferramenta de análise e gestão ambiental que mais se aproxima da abordagem dos SE, dado que, assim como a abordagem ecossistêmica, o

modelo FPEIR busca o diálogo entre a economia e a ecologia (homem-natureza), contudo ainda carece de melhorias, uma vez que, a relação causa-efeito estabelecida por vezes não consiga representar cumulatividade.

O modelo FPEIR (Figura 08) é resultado de uma evolução conceitual ocorrida ao longo do tempo, a ferramenta evoluiu de modelos menos caracterizados que restringiam-se aos três primeiros indicadores (Pressão – Estado – Resposta)(OCDE, 1993) a modelos espirais que consideram a tanto a relação causa efeito quanto evolução dos componentes ao longo do tempo (Sampath; Freitas; Dias, 2022). Contudo, a difusão e a necessidade de modelos mais complexos fez com que houvesse a incorporação de novos indicadores como o modelo DPSIWR (De Andrés *et al.*, 2018).

**Figura 08.** Modelo de indicadores Força-Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR).



Fonte: Adaptado, EEA (1999)

O FPEIR também tem como um dos objetivos, facilitar a comunicação entre cientistas e tomadores de decisão (Kelble *et al.*, 2013) objetivo também compartilhado, ao menos conceitualmente, pelos serviços ecossistêmicos. Para Ikematsu *et al.*, (2022), existe a necessidade de operacionalizar o conceito de SE a fim de torná-lo utilizável pelos tomadores de decisão. Nesse sentido, iniciativas que forneçam e incentivem esse diálogo são feitas por Seixas *et al.*, (2023) ao resumirem em linguagem acessível e objetiva o Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Em sua produção os autores apontam tanto a necessidade do levantamento de dados base

(dados ecológicos, oceanográficos, espacializações cartográficas, séries temporais) quanto as informações referentes aos impactos e pressões antropogênicas, sobretudo, por sua ausência impossibilitar o estabelecimento de vínculos causa-efeito.

Os produtos acadêmicos acerca da tomada de decisão, medidas de gestão e os serviços ecossistêmicos, como propostos por Seixas *et al.*, (2023), alinham-se em grande medida aos indicadores FPEIR. Nesse sentido, Andrade *et al.*, (2018) utilizam do modelo FPEIR como ferramenta associada ao método de Asmus *et al.*, (2018) que agregam os indicadores à Gestão de Base Ecológica (GBE). A GBE está conceitualmente associada aos serviços ecossistêmicos (Blaesbjerg *et al.*, 2009; McLeod; Leslie, 2009) e tem como premissa fundamental as relações ecológicas, econômicas e sociais (Asmus *et al.*, 2018). A agregação dos indicadores a ferramentas de gestão já consolidadas é muito bem-vinda, especialmente no diagnóstico para promoção de medidas de mitigação ou potencialização de impactos.

Em vista disso, os indicadores FPEIR podem representar ferramentas de facilitação na tomada de decisão através do aprimoramento de modelos vigentes. Por conseguinte, os gestores e tomadores de decisão são agentes pujantes na promoção de ações que estimulem a mitigação de pressões, restauração dos estados e adaptação aos impactos (Spangenberg *et al.*, 2015). Fator que reforça a necessidade de levantamento das Forças Motrizes, Pressões, Estado e Impacto que oportunizem a formulação e execução de Respostas assertivas.

A multiplicidade de propósitos do modelo FPEIR e sua capacidade diagnóstica favorece sua observância em etapas de ferramentas consolidadas, como Avaliação de Impacto Ambiental. Contudo, ainda é pouco aplicável na AIA, fator que seria de grande valia no *upgrade* do modelo, especialmente devido sua utilização recorrente em zonas que carecem de uma visão ecossistêmica sistematizada e são alvos de grandes empreendimentos potencialmente poluidores sujeitos ao licenciamento ambiental.

### 3.4 REFERÊNCIAS

ABARCA, S. C.; CHÁVEZ, V.; SILVA, R.; MARTÍNEZ, M.L.; ANFUSO, G. Understanding the dynamics of a coastal lagoon: Drivers, exchanges, state of the environment, consequences and responses. **Geosciences**, v.11, n.301, 2021

ADAMS, J.B. ; RAJKARAN,A.Changes in mangroves at their southernmost African distribution limit. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 248, 107158. doi: 10.1016

/j.ecss.2020.107158. 2021.

ALMEIDA, T.A.; TROVARELLI, P.; MASSI, K.G. Relationship between Payment for Ecosystem Services Programs and Disasters in Southeast Atlantic Forest region, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.93, n.1, 2023.

ANDRADE, L. F. G.; ASMUS, M.L.; ONETTI, J.G.; SCHERER, M.E.G. Aplicação da base ecossistêmica na gestão ambiental de portos. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 44, p. 76-103, 2018.

ARAUJO, A. C. P. S., DOS SANTOS, D. S., LINS-DE-BARROS, F., & DE SOUZA HACON, S. Linking ecosystem services and human health in coastal urban planning by DPSIWR framework. **Ocean & Coastal Management**, v. 210, 2021.

ASMUS, M.L.; NICOLODI, J.; SCHERER, M.E.G.; GIANUCA, K.; COSTA, J.C.; GOERSCH, L.; HALLAL, G.; VICTOR, K.D.; FERREIRA, W.L.S.; RIBEIRO, J.N.A.; PEREIRA, C.R.; BARRETO, B.T.; TORMA, L.F.; SOUZA, B.B.G.; MASCARELLO, M.; VILLWOCK, A. Simples para ser útil: base ecossistêmica para o gerenciamento costeiro. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v.44, Edição especial: X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro, p. 4-19, 2018

ATWOOD, T.B.; CONNOLLY, R.M.; ALMAHASHEER, H.; CARNELL, P.E.; DUARTE, C.M. , EWERS LEWIS, C.J.; LOVELOCK, C.E. Padrões globais nos estoques e perdas de carbono no solo dos manguezais. **Nature Climate Change**, v.7, n.7, p.523 – 528, 2017.  
<https://doi.org/10.1038/nclimate332>

BAGOLLE, A.; COSTELLA, C.; GOYENECHE, L. Proteção social e mudanças climáticas: como proteger as famílias mais vulneráveis de novas ameaças climáticas? **Boletim de políticas do BID**. 2023.

BARBIER, E.B., HACKER, S.D., KENNEDY, C., KOCH, E.W., STIER, A.C. & SILLIMAN, B.R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, 81, 169–193. 2011.

BARBOSA, D.L.S., ALMEIDA, K. S., SOUSA JÚNIOR, E. L., IWATA, B. F. Estoques de *Blue Carbon* em manguezais no Delta do Parnaíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.16, n.04, p.1844-1860, 2023.

BARBOSA, D.L.S., ALMEIDA, K. S., SOUSA JÚNIOR, E. L., MORAIS, R. C. S., ROCHA, I. L., IWATA, B. F. Vulnerabilidade ambiental da área de proteção ambiental do Delta do Parnaíba. **Brazilian Journal of Development**, v.8, n. 6, 45227-45239. 2022.

BARBOSA, D.L.S., ALMEIDA, K. S., SOUSA JÚNIOR, E. L., MORAIS, R. C. S., IWATA, B. F. Padrões espaciais e usos da terra em manguezais do Delta do Parnaíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v 14, n. 7. 2021.

BARCELLOS, D.; QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G. N.; OLIVEIRA FILHO, R. L.; SANTAELLA, S. T.; OTERO, X. L.; FERREIRA, T.O. Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. **Marine Pollution**

**Bulletin**. v. 142, p. 58–63. 2019.

BARNABAS, H.D.; KOWIYOU, Y.; LEDILE, T.M.; DA VIES, J.T. A global trend towards the loss of evolutionarily unique species in mangrove ecosystems. **Plos One**, San Francisco, v.8, n.6, p.e66686, 2013.

BOKERMANN, M.; PIVELLI, S.; FREITAS JUNIOR, O.; SCHUNCK, F. A importância das restingas e dos ambientes costeiros para a conservação das aves do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Atualidades Ornitológicas**, n.218, 2021.

BLAESBJERG, M.; PAWLAK, J. F.; SØRENSEN, T. K.; VESTERGAARD, O. **Marine Spatial Planning in the Nordic region: Principles, Perspectives and Opportunities**. Nordic Council of Ministers, 2009

BPBES – Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos, 2019. Disponível em: <https://www.bpbes.net.br/>. Acessado em 16 de janeiro de 2024.

BRANDÃO, E. J.. O ecossistema manguezal: aspectos ecológicos e jurídicos. **Revista de Curso de Direito**, v.1, n.2, p.1-16, 2011.

BRASIL. Lei 9.985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.

BRASIL. Lei Nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2021.

BRASIL. Lei Nº 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 1988.

BUSTAMANTE, M.M.C.; METZGER J.P.; SCARIOT A.; BAGER A.; TURRA A.; BARBIERI A.; NEVES A.; BOESING A.L.; AGOSTINHO A.A.; MARQUES A.C.; DIAS B.; GRELE C.E.V.; CAIXETA D.; SAWYER D.; SCARANO F.R.; SOUSA F.D.R.; FERNANDES G.W.; QUEIROZ H.; MIRANDA H.S.; SCHONGART J.; QUINTÃO J.M.B.; MARTINELLI L.A.; GOMES L.C.; DA CUNHA M.C.; PIEDADE M.T.F.; SATO M.N.; VALE M.M.; AQUINO M.F.S.; VOGT N.; MAY P.; FEARNESIDE P.; PRADO R.B.; RODRIGUES R.R.; THOMAZ S.M.; PIVELLO V.R.; IMPERATRIZ- FONSECA V.L.; FARJALLA V.F. Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. In: Joly C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.; Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.). **1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. Editora Cubo, São Carlos, p.93-213, 2019.

CASTILHO, B.M.; MONDOLFO, T.O. A (In)Efetividade da tutela processual penal na proteção ao meio ambiente no contexto do ordenamento jurídico brasileiro. **Revista Foco**, v.16, n.3, p.1-24, 2023.

CHAUDHRY, S.; SIDHU, G.P.S.; PALIWAL, R. Restoring Ecosystem Services of Degraded

Forests in a Changing Climate. In: PRASAD, M.N.V. **Handbook of Ecological and Ecosystem Engineering**, 1° ed., John Wiley & Sons, 2021

COELHO, N.R.; GOMES, A.S.; CASSANO, C.R.; PRADO, R.B. Panorama das iniciativas de pagamento por serviços ambientais hídricos no Brasil. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.26, n.3, p.409-415, 2021.

CORRÊA, M. R.; XAVIER, L. Y.; GONÇALVES, L. R.; ANDRADE, M. M. DE ., OLIVEIRA, M. DE .; MALINCONICO, N.; BOTERO, C. M.; MILANÉS, C.; MONTERO, O. P.; DEFEO, O.; TURRA, A. Desafios para promoção da abordagem ecossistêmica à gestão de praias na América Latina e Caribe. **Estudos Avançados**, v.35, n.103, 219–236, 2021  
<https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35103.01>

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

DANTAS, J.J. Ao Estado de Direito Ambiental: caminhos para superação da crise no Direito Constitucional do Meio Ambiente Brasileiro. **Veredas do Direito**, v.20, 2023.

DARBI, M. Biodiversity Offsets Between Regulation and Voluntary Commitment: A Typology of Approaches Towards Environmental Compensation and No Net Loss of Biodiversity. **Springer Nature**. 2020.DOI; <https://doi.org/10.1007/978-3-030-25594-7> .

DAROLD, F. R.; IRIGARAY, C. T. J. H. A importância da preservação e conservação das áreas úmidas como mecanismo de efetivação do direito constitucional ao meio ambiente ecologicamente equilibrado para as futuras gerações. **Revista Direito e Justiça: Reflexões Sociojurídicas**, Santo Ângelo, v. 18, n. 31, p. 167-180, 2018.

DE ANDRÉS, M.; BARRAGÁN, J. M.; GARCÍA SANABRIA, J. Ecosystem services and urban development in coastal Social-Ecological Systems: The Bay of Cádiz case study. **Ocean & Coastal Management**. v. 154, p. 155–167, 2018.

DUARTE, C. G.; DIBO, A. P. A.; SÁNCHEZ, L. E. What does the academic research say about impact assessment and environmental licensing in Brazil?. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 20, p. 261-292, 2017.

EEA - EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. Europe's Environment: The Dobris Assessment. Copenhagen: **European Environmental Agency**, 1995.

EEA. Environmental indicators: Typology and overview. **European Environment Agency**, v.25, n. 25, p. 19, 1999.

FASSINA, C.; JARVIS, D.; TAVARES, S.; COGGAN, A. Valuation of ecosystem services through offsets: Why are coastal ecosystems more valuable in Australia than in Brazil? **Ecosystem Services**, v.56, 2022

FISHER, B.; TURNER, R.K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v.8, p. 643-653, 2009.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. E.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: A critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, Amsterdam, v.

62, p. 90-97, 2017.

G1, 2020. A importância dos manguezais, que ficam desprotegidos com decisão do governo Bolsonaro. **G1, 2020**. Disponível em: <<https://g1.globo.com/natureza/noticia/2020/09/28/a-importancia-dos-manguezais-que-ficam-desprotegidos-com-decisao-do-governo-bolsonaro.ghtml>> Acesso em 24 de Jun. 2023.

GALLARDO, A. L. C. F.; AGUIAR, A.O.; SÁNCHEZ, L.E. Linking environmental assessment and management of highway construction in Southeastern Brazil. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, London, v. 18, p. 23-35, 2016

GALLARDO, A.L.C.F.; SILVA, J.C.; GAUDERETO, G.L.; SOZINHO, D.W.F. Avaliação de impactos cumulativos no planejamento ambiental de hidrelétricas na bacia do rio Teles Pires (região amazônica). **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**. Edição especial: Avaliação de Impacto Ambiental. 2017.

GALLARDO, S. S.; FOSSILE, T.; HERBST, D.F.; BEGOSSI, A.; SILVA, L.G.; COLONESE, A.C. 150 years of anthropogenic impact on coastal and ocean ecosystems in Brazil revealed by historical newspapers. **Ocean & Coastal Management**, v. 209, p. 105662, 2021.

GARCÍA-ONETTI, J.; SCHERER, M.E.G.; ASMUS, M.L.; SANABRIA, J.G.; BARRAGÁN, J.M. Integrating ecosystem services for the socio-ecological management of ports. **Ocean and Coastal Management**, v. 206, 2021.

GASPAR, C.; SANTOS, S.M.; SOUZA, M.M.P. Boas práticas em estudos ambientais para processos simplificados de avaliação de impacto ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v.53, p.227-249, 2020.

GASPARINETTI, P.; JERICÓ-DAMINELLO, C.; SEEHUSEN, S.E.; VILELA, T. **Os valores dos serviços ecossistêmicos dos manguezais brasileiros, instrumentos econômicos para a sua conservação e o estudo de caso do Salgado Paraense**. Conservação Estratégica, Documento de Trabalho FUNBIO, 2018.

GATTO, D.B. Áreas protegidas na zona costeira do Brasil: uma revisão a partir das categorias de manejo. In: Souto, R.D. (org.). **Gestão Ambiental e sustentabilidade em áreas costeiras e marinhas: conceitos e práticas**. Vol. 1. Rio de Janeiro: **Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável IVIDES.org**, p.78-108, 2020.

GIRI, C.; OCHIENG, E. L.; TIESZEN, L.; ZHU, Z.; SINGH, A.; LOVELAND, T.; MASEK, J.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using 91earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v.20, p.154-159, 2011.

GLASSON, J.; THERIVEL, R.; CHADWICK, A. Introduction to Environmental Impact Assessment. 4th ed. **Abingdon: Routledge**, 2012.

GUERRA, B.R.; RANIERI, V.E.L. Diretrizes para o planejamento e desenho de esquemas de pagamento por serviços ambientais. **Ambiente e Sociedade**, São Paulo, v.26, 2023.

GUO, X.; ZHANG, Y.; GUO, D.; LU, W.; XU, H. How does ecological protection redline policy affect regional land use and ecosystem services? **Environmental Impact Assessment Review**, v.100, 2023.

GOLDBERG, L.; LAGOMASINO, D.; THOMAS, N.; FATOYINBO, T. Global declines in human-driven mangrove loss. **Glob. Change Biol.** n. 26, 5844–5855, 2020.

HAMILTON, S.E. ; FRIESS, D.A. Estoques globais de carbono e emissões potenciais devido ao desmatamento de manguezais de 2000 a 2012 . **Nature Climate Change** , v.8 , p.240 – 244, 2018.

HATTAM, C. ATKINS, J.P.; BEAUMONT, N.; BORGER, T.; BOHNKE-HENRICH, A.; BURDON, D.; GROOT, R.; HOEFNAGEL, E.; NUNES, P.A.L.D.; PIWOWARCZYK, J.; SASTRE, S.; AUSTEN, M.C. Marine ecosystem services: linking indicators to their classification. **Ecological Indicators**, v.49, p.61-75, 2015.

HAYASHI, S. N.; SOUZA-FILHO, P.W.M.; NASCIMENTO JR, W.R.; FERNANDES, M.E.B. The effect of anthropogenic drivers on spatial patterns of mangrove land use on the Amazon coast. **PLoS ONE**, v. 14, n. 6, p. 1–20, 2019.

HOWARD, J.; Hoyt, S., ISENSEE, K.; TELSZEWSKI, M.; PIDGEON, E. (eds.) **Coastal Blue Carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidas salt marshes, and seagrasses**. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA, 2014

HUBNER, J.C.; VEIGA, K.R.; LONGARAY, A.S.; TRENTIN, G.; CALDASSO, L.P.; UMPIERRE, M.B.; WALTER, T. Conflitos ambientais relacionados à pesca artesanal na zona costeira brasileira. **LABOMAR - Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v.53, p.43-51, 2020.

ICMBIO. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. 2018.

IGARI, A. T.; PAVANELLI, J. M. M.; OLIVEIRA, C. E.; SINISGALLI, P. A. A. Mudanças institucionais e governança de serviços ecossistêmicos. **Diálogos socioambientais na Macrometrópole paulista**, v. 3, n. 07, 9-11, 2020.

IKEMATSU, P.; PORTES, B. C. N.; PAVANI, B. F.; MARQUES, M. A.; MENDES, W.; SOUSA JÚNIOR, W. C.; SINISGALLI, P.A.A.; QUINTANILHA, J.A. Modelos, ferramentas e instrumentos para incorporação da avaliação de serviços ecossistêmicos na tomada de decisão. In **Governança ambiental na macrometrópole paulista face à variabilidade climática**. São Carlos: Rima, p.427-444, 2022.

IPCC - Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2023: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate. IPCC, Geneva, Switzerland, 2023.

JOLY C.A.; PADGURSCHI M.C.G.; PIRES A.P.F.; AGOSTINHO A.A.; MARQUES A.C.;

AMARAL A.G.; CERVONE C.O.F.O.; ADAMS C.; BACCARO F.B.; SPAROVEK G.; OVERBECK G.E.; ESPINDOLA G.M.; VIEIRA I. C.G.; METZGER J.P.; SABINO J.; FARINACI J.S.; QUEIROZ L.P.; GOMES L.C.; DA CUNHA M.M.C.; PIEDADE M.T.F.; BUSTAMANTE M.M.C.; MAY P.; FEARNside P; PRADO R.B.; LOYOLA R.D. In: Joly C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.; Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.). 1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. **Editora Cubo**, São Carlos pp.351. 2019.

KAUFFMAN, J. B., BERNARDINO, A. F., FERREIRA, T. O., BOLTON, N. W., GOMES, L.E.O., NÓBREGA, G. N. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. **Ecology and evolution**, v.8, p.5530–5540. 2018. <https://doi.org/10.1002/ece3.4079>

KELBLE, C. R; LOOMIS, D. K; LOVELACE, S; NUTTLE, W. K; ORTNER, P. B; FLETCHER, P; COOK, G. S; LORENZ, J. J; BOYER J.N. The EBM-DPSER Conceptual Model: Integrating Ecosystem Services into the DPSIR Framework. **PLOS ONE**. v.8. p. 70766. 2013.

LANDSBERG, F.; OZMENT, S.; STICKLER, M.M; HENNINGER, N.; TREWEEK, J.; VENN, O.; MOCK, G. Ecosystem Services Review for Impact Assessment Introduction and Guide to Scoping. **World Resources Institute**, 2011.

LANDSBERG, F.; TREWEEK, J; STICKLER, M.M.; HENNINGER, N.; VENN, O. Weaving ecosystem services into impact assessment. **World Resources Institute**, 2013.

LEÃO, A. R.; PRATES, A. P. L.; FUMI, M.. Manguezal e as unidades de conservação. In: ICMBio. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes. 2018.

LIMA, Nathalia Fernandes. **Gestão de áreas protegidas: instrumentos para implementação dos direitos socioambientais nos parques brasileiros marinhos costeiros**. Dissertação (Direito Político e Econômico) - Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2018.

LIMA,A.S.; FIGUEIROA, A.C.; GANDRA, T.B.R.; PEREZ, B.H.M.; SANTOS, B.A.Q.; SCHERER, M.E.G. Informação de base ecossistêmica como ferramenta de apoio à gestão costeira integrada da Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v.44, Edição especial: X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro, p. 20-35, 2018.

LINS-DE-BARROS, F. M.; MILANÉS, C. B. Os limites espaciais da zona costeira para fins de gestão a partir de uma perspectiva integrada. In: Souto, R.D. (org.). *Gestão Ambiental e sustentabilidade em áreas costeiras e marinhas: conceitos e práticas*. Vol. 1. Rio de Janeiro: **Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável IVIDES.org**, 2020. pp. 22-50.

LONGO, M.H.C.; RODRIGUES, R.R. Análise de serviços ecossistêmicos na Avaliação de Impacto Ambiental: proposta de aplicação em um empreendimento minerário. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v.43, p.103-125, 2017.

MAPBIOMAS, Projeto MapBiomas, Coleção 7.1 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil, 2022. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org> Acessado em 10 de agosto de 2023.

MCLEOD, K.; LESLIE, H. **Ecosystem-based management for the oceans**. Washington: Island Press, 2009.

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington, DC: **Island Press**, 2003.

MEIRELES, A. J. A.; SOUZA, W. F.; SILVA, A. L. B.; LIMA, A.P. S.; SILVA, J.A.; Geomorphology and ecological services as the foundations of the integrated coastal plain management in Icapuí, state of Ceará, Brazilian Northeast. **William Morris Davis - Revista de Geomorfologia**, v. 1, n. 1, p. 210–231, 2020.

MILLER, G. T.; SPOOLMAN, E. S. **Environmental Science**. Tradução da 14ª edição norte-americana. ISBN 978- 85-221-1865-6. 2015.

MISHRA, M.; ACHARYYA, T.; SANTOS, C.A.G.; SILVA, R.M.; KAR, D.; KAMAL, A.H.M.; RAULO, S. Geo-ecological impact assessment of severe cyclonic storm Amphan on Sundarban mangrove forest using geospatial technology. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 260, 2021.

MONTAÑO, M.; DE SOUZA, M.P. Impact assessment research in Brazil: achievements, gaps and future directions. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v.17, n.1, p.1–8, 2015.

MORGAN, R. K. Environmental Impact Assessment: the state of the art. **Impact Assessment and Project Appraisal**, Abingdon, v. 30, n. 1, p. 5-14, 2012.

MUHAMMAD, S.; HABIBA, U.; RAZA, G.; BANO, S. A.; SHAH, S.; SABIR, M., AMIN, M.; ALAM, S.; AKHTAR, A.; HUSSAIN, M. Payment for ecosystem services (PES): a holistic tool for sustainable forest management-a case study from Pakistan. **Brazilian Journal of Biology**, v.83, 2023.

MURDIYARSO, D.; PURBOPUSPITO, J.; KAUFFMAN, J.B.; WARREN, M.W.; SASMITO, S.D.; DONATO, D.C, KURNIANTO, S. O potencial das florestas de mangue da Indonésia para a mitigação das mudanças climáticas globais. **Nature Climate Change**, v. 5, p. 1089- 1092, 2015. DOI <https://doi.org/10.1038/nclimate2734>

NASCIMENTO, L.; CARVALHO, R.G.; OLIVEIRA, J.F.; MEIRELES, A.J.A. Importância das restingas e os instrumentos legais de proteção diante da crescente flexibilização da legislação ambiental. **REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA**, Fortaleza, v. 15, n. 2, p. 72-80, 2021.

NÓBREGA, Gabriel Nuto. **Blue Carbon em solos de manguezais do semiárido: importância, métodos de quantificação e emissão de gases C- CO2**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), 99f, 2013.

NUNES, F.C.; SOARES, T.M.; ALVES, L. J.; SOUZA FILHO, J.R.; CARVALHO, C.C.N.; PRASAD, M.N.V. Ecological Engineering and Ecosystem Services – Theory and Practice. In PRASAD, M.N.V. **Handbook of Ecological and Ecosystem Engineering**. 2021. <https://doi.org/10.1002/9781119678595.ch1>

OECD (2023), Protected areas (indicator). Disponível em: <https://data.oecd.org/biodiver/protected-areas.htm>. Acessado em: 23 de junho 2023.

OECD. OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. **Organization for Economic Cooperation and Development**, Paris, France. 1993.

OECD. Organization for Economic Co-operation and Development Environment at a Glance 2013. OECD Indicators. **OECD Publishing**, 108 p., 2013.

OECD. Organization for Economic Co-operation and Development. Environmental Indicators: towards sustainable development. **Environment**, 152 p., 2001.

OVERBEEK, W. (WRM) World Rainforest Movement. “Carbono Azul” e “REED Azul”: transformando os territórios marinhos costeiros em mercadoria Internacional, **Secretariat Maldonado 1858** – Montevideo, Uruguay, 19 p. 2014.

PAIVA, B.H.I.; ALMEIDA JR, E.B. E. Diversidade, Análise Estrutural E Serviços Ecosistêmicos da Vegetação Lenhosa da Restinga da Praia da Guia, São Luís, Maranhão, Brasil. **Biodiversidade**, v.19, n.2, 2020.

PENG, L.; ZHANG, L.; LI, X.; WANG, Z.; WANG, H.; JIAO, L. Spatial expansion effects on urban ecosystem services supply-demand mismatching in Guanzhong Plain Urban Agglomeration of China. *Journal Geographical Sciences*, v. 32, p.806–828, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11442-022-1973-x>

PINHO, R.M.L.; CARRIÇO, J.M. A urbanização na zona costeira e os impactos ambientais – o caso da RMBS no estado de São Paulo. **LEOPOLDIANUM**, v.47, n.131, p.21-39, 2021.

PNUMA . Programa das Nações Unidas e Meio Ambiente. Directorate General Environment, Working Group of the Expert Group on the Urban Environment, Towards a Local Sustainability Profile - European Common Indicators; 1995

PORTELA, Mírya Grazielle . **Estoque de carbono do solo e da biomassa vegetal no Delta do Parnaíba - PI**. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade Federal do Piau. Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Teresina, 2019.

QUEVEDO, J. M. D., LUKMAN, K. M., ULUMUDDIN, Y. I., UCHIYAMA, Y., & KOHSAKA, R. Applying the DPSIR framework to qualitatively assess the globally important mangrove ecosystems of Indonesia: A review towards evidence-based policymaking approaches. **Marine Policy**, v.147, 2023.

QUEVEDO, J. M. D., UCHIYAMA, Y., & KOHSAKA, R. A blue carbon ecosystems qualitative assessment applying the DPSIR framework: Local perspective of global benefits and contributions. **Marine Policy**, v.128. 2021.

QUEIROZ, L. D. S.; FERREIRA, T. O.; TANIGUSHI, C. A. K.; BARCELOS, D.; NASCIMENTO, J. C., NÓBREGA, G. N.; OTERO, X.L.; ARTUR, A.G. Nitrogen mineralization and eutrophication risks in mangroves receiving shrimp farming effluents.

**Environmental Science and Pollution.** v.27, p.34941–34950. 2020.

RAJBANSHI, J.; DAS, S. Changes in carbon stocks and its economic valuation under a changing land use pattern—A multitemporal study in Konar catchment, India. **Land Degradation & Development**, v.32, n.13, p.3573–3587, 2021.

REZAIE A.M.; LOERZEL J.; FERREIRA C.M. Valorização dos habitats naturais para aumentar a resiliência costeira: As zonas húmidas reduzem os danos materiais causados por tempestades e aumento do nível do mar. **PLoS ONE** 15 (1): e0226275. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal>.

RIBEIRO, J.N.A.; SILVA, T.S.; ASMUS, M.; OLIVEIRA, M.A.; YAMAZAKI, P.H.; SILVEIRA, V.M.M. Métrica com Base Ecosistêmica para a Caracterização e Gestão de Lagoas Costeiras. **Revista Costas**, v.2, n.1, p.105-144, 2016.

RIBEIRO, V. V.; HARAYASHIKI, C.A.Y.; ERTAS, A.; CASTRO, I.B. Anthropogenic litter composition and distribution along a chemical contamination gradient at Santos Estuarine System—Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 46, 2021.

ROCHA, I.P. **Censo de carcinicultura dos estados do Ceará, Piauí e Rio Grande do Norte**. Natal: Deza's, 2022.

RODRIGUEZ, J.M.M.; SILVA, E.V.; CAVALCANTI, A.P.B. **Geocologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. 6ª ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2022.

ROSA, J. C. S.; SÁNCHEZ, L. E. Advances and challenges of incorporating ecosystem services into impact assessment. **Journal of Environmental Management**, v.180, p.485-492, 2016.

SAMPATH, D. M. R., FREITAS, J. G., & DIAS, J. A. Extending the DPSIR framework to analyse Driver-Pressure-State-Impact-Response of sand dune management in Manawatu-Whanganui (New Zealand) since the 19th century. **Ocean & Coastal Management**, v. 230, 2022.

SÁNCHEZ, L. E. Development of environmental impact assessment in Brazil. **UVP Report**, 27, 193-200, 2013.

SÁNCHEZ, L.E. **Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos**. 3 ed. atual. São Paulo: Oficina de Textos, 2020

SANCHO-PIVOTO, A.; RAIMUNDO, S.; ALVES, A.F.; TONE, R.L.A. Serviços ecossistêmicos culturais em áreas protegidas: uma revisão da literatura. **Cultur**, v.16, n.01, 2022.

SANTOS, C. R.; FREITAS, R. R.; MEDEIROS, J.D. Participação social e retrocessos na proteção da vegetação de restinga no Brasil no período entre 1965 e 2021. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 61, 2023.

SANTOS, I. R.; BELTRÃO, N. E. S.; TRINDADE, A.R. Carbono “azul” nos manguezais

amazônicos. **Revibec: revista iberoamericana de economía ecológica**, v. 31, n. 1, p. 18, 2019.

SANTOS, L.S.; ALMEIDA, M.R.R.; VERONEZ, F.A.; Participação na Avaliação de Impactos Ambientais no Estado de Minas Gerais: um levantamento sobre as audiências públicas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.15, n.03, p.1196-1212, 2022.

SANTOS, R.C.; SILVA, I.R. Serviços ecossistêmicos oferecidos pelas praias do município de Camaçari, litoral norte do estado da Bahia, Brasil. **Cadernos de Geociências**. v.9, n. 1. 2012

SANTOS-FILHO, F. S.; ALMEIDA JR., E.B.; LIMA, P.B.; SOARES, C. J.R.S. Checklist of the flora of the restingas of Piauí state, Northeast Brazil. **Check List**, v. 11, n. 2, 2015.

SANTOS-FILHO, F. S.; ALMEIDA JR., E.B.; LIMA, P.B.; SOARES, C. J.R.S. Checklist of the flora of the restingas of Piauí state, Northeast Brazil. **Check List**, v. 11, n. 2, 2015.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C.C.; CINTRÓN, G. Monitoramento do Ecossistema Manguezal: Estrutura e Características Funcionais. In: TURRA, A.; DENEDAI, R. **Protocolos para monitoramento de habitats bentônicos costeiros**. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015. p.62-80

SCHERER, M.E.G.; ASMUS, M. L. Modeling to evaluate coastal governance in Brazil. **Marine Policy**, v. 129, 2021.

SCHERER, M.E.G.; ASMUS, M.L. Modeling to evaluate coastal governance in Brazil. **Marine Policy**, v.129, 2021.

SCHLICKMANN, M.B., FERREIRA, M.E.A., VARELA, E.P., PEREIRA, J.L., DUARTE, E., LUZ, A.P.C., DREYER, J.B.B., SILVA, M.T.S., PINTO, F.M.P. Fitossociologia de um fragmento de restinga herbáceo-subarbusciva no sul do Estado de Santa Catarina, Brasil. **Hoehnea**, v.46, 2019.

SEKAR, N.A., ANH, L. H., & SCHNEIDER, P. A DPSIR Assessment on Ecosystem Services Challenges in the Mekong Delta, Vietnam: Coping with the Impacts of Sand Mining. **Sustainability**, v.12, n.22, 2020.

SEIXAS, C.S.; TURRA, A.; FERREIRA, B.P.; ABDALLAH, P.R.; CARVALHO, A.R.; CIOTTI, A.M.; COELHO JR, C.; COPERTINO, M.; DALE, M.V.; FARONI-PEREZ, L.; GONÇALVES, L.R.; HANAZAKI, N.; NICOLODI, J.L.; OLIVEIRA, C.C.; PRATES, A.P.; RODRIGUES, R.R.; SIEGLE, E.; SOUSA JÚNIOR, W.C.; TRAVASSOS, L.R.F.C.; VIEIRA, M.A.R.M.; XAVIER, L.Y. **Sumário para Tomadores de Decisão: 1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. BPBES, 2023.

SEPTANIL, M. P. B.; PINTO, L.; CAMPANHÃO, L. M.B. Inclusão dos serviços ecossistêmicos em estudos de impacto ambiental: evidência empírica no estado de São Paulo. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 43, 2017.

SILVA, E.O. Gestão ambiental em áreas costeiras: à luz da legislação ambiental. In: NUNES, M. S. (Org.). **Estudos em Direito Ambiental: Terriotórios, racionalidade e**

**decolonialidade.** Campina Grande: Editora Licuri, p.44-60, 2022.

SILVA, O.N.; SCHERER, M.E.G.; Valoração econômica dos serviços ecossistêmicos da zona costeira – o caso do PNMLJ pelo método custo viagem. **Geosul**, Florianópolis, v. 36, n. 79, p.431-456, 2021.

SILVA, R. MARTÍNEZ, M.L.; TUSSENBROEK, B.I.V.; GUZMÁN-RODRÍGUEZ, L.O.; MENDOZA, E.; LÓPEZ-PORTILLO, J. A Framework to Manage Coastal Squeeze. **Sustainability**, v.12, 2020.

SINGH G.G.; EDDY I.M.S.; HALPERN B.S.; NESLO R.; SATTERFIELD T.; CHAN K.M.A. Mapping cumulative impacts to coastal ecosystem services in British Columbia. **PLoS ONE**. 2020.

SINISGALLI, P. A. A.; IGARI, A.T.; TURRA, A.; SOUSA Jr, W.C.; PORTES, B.; OLIVEIRA, C.E. Discussão crítica do conceito de serviços ecossistêmicos. **Governança Ambiental na Macrometrópole Paulista face à Variabilidade Climática**. RIMA Editora, p. 397–409, 2022.

SOUSA, A.I., LILLEBO, A.I., RISGAARD-PETERSEN, N., PARDAL, M.A. & CAÇADOR, I. Denitrification: an ecosystem service provided by salt marshes. **Mar Ecol Prog Ser**, v. 448, p. 79–92. 2012.

SOUSA, J.L.M.; SANTOS-FILHO, F.S. Estudos Botânicos nos Tabuleiros Litorâneos do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n.03, p.1335-1347, 2020.

SOUSA, R. S.; VALLADARES, G. S.; ESPÍNDOLA, G. M. DE. Análise do Índice De Vegetação (Ndvi) e vulnerabilidade ambiental da Planície Costeira do Estado do Piauí. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 18, n. 2, p. 82-99, 12 set. 2016.

SOUZA, B. A.; ROSA, J.C.S.; SIQUEIRA-GAY, J.; SÁNCHEZ, L.E. Mitigating impacts on ecosystem services requires more than biodiversity offsets. **Land Use Policy**, v. 105, 2021.

SOUZA, C.A.; DUARTE, L.F.A.; JOÃO, M.C.A. & PINHEIRO, M.A.A. TAILLARDAT P.; FRIESS D.A.; LUPASCU, M. Mangrove blue carbon strategies for climate change mitigation are most effective at the national scale. **Biology Letters**, v.14, 2018.

SOUZA, A. P. S.; SOUZA, I. S.; OLAVO, G.; LOBÃO, J. S. B.; SÃO JOSÉ, R. V. Detecção remota do avanço da carcinicultura sobre os manguezais na Bahia estudo de caso nas comunidades de São Francisco e Barra dos Carvalhos, município de Nilo Peçanha. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 4, p. 2242–2252, 2021.

SPANGENBERG, J. H.; DOUGUET, J.M.; SETTELE, J.; HEONG, K. L. Escaping the lockin of continuous insecticide spraying in rice: developing an integrated ecological and sociopolitical DPSIR analysis. **Ecological Modelling**, v. 295, p. 188-195, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.05.010>.

TAILLARDAT, P. , FRIESS, DA , & LUPASCU, M. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica, Cap. 1: p.

16-56. In: Pinheiro, M.A.A. & Talamoni, A.C.B. (Org.). **Educação Ambiental sobre Manguezais**. São Vicente: UNESP, Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, 165 p., 2018.

UNEP. 2014. **The importance of mangroves to people: a call to action**. Edição: van Bochove, J.; Sullivan, E.; Nakamura, T. Cambridge: UNEP- WCMC.

VEIGA LIMA, F.A.; ALMEIDA, F.B.; TORRES, R.P.; SCHERER, M.E.G. Modelo conceitual de avaliação de ameaças sobre serviços ecossistêmicos de sistemas de dunas. Estudo de caso: os campos de dunas da Ilha de Santa Catarina/SC, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v.38, p.199-211, 2016.

WESTMAN, W.E. How much are nature's services worth? **Science**, v.197, n.4307, p.960-964, 1977.

WRI - WORLD RESOURCES INSTITUTE. Avaliação empresarial dos serviços dos ecossistemas. Diretrizes para a identificação de Riscos e Oportunidades Empresariais Decorrentes da Alteração dos Ecossistemas. **WRI**, 2012.

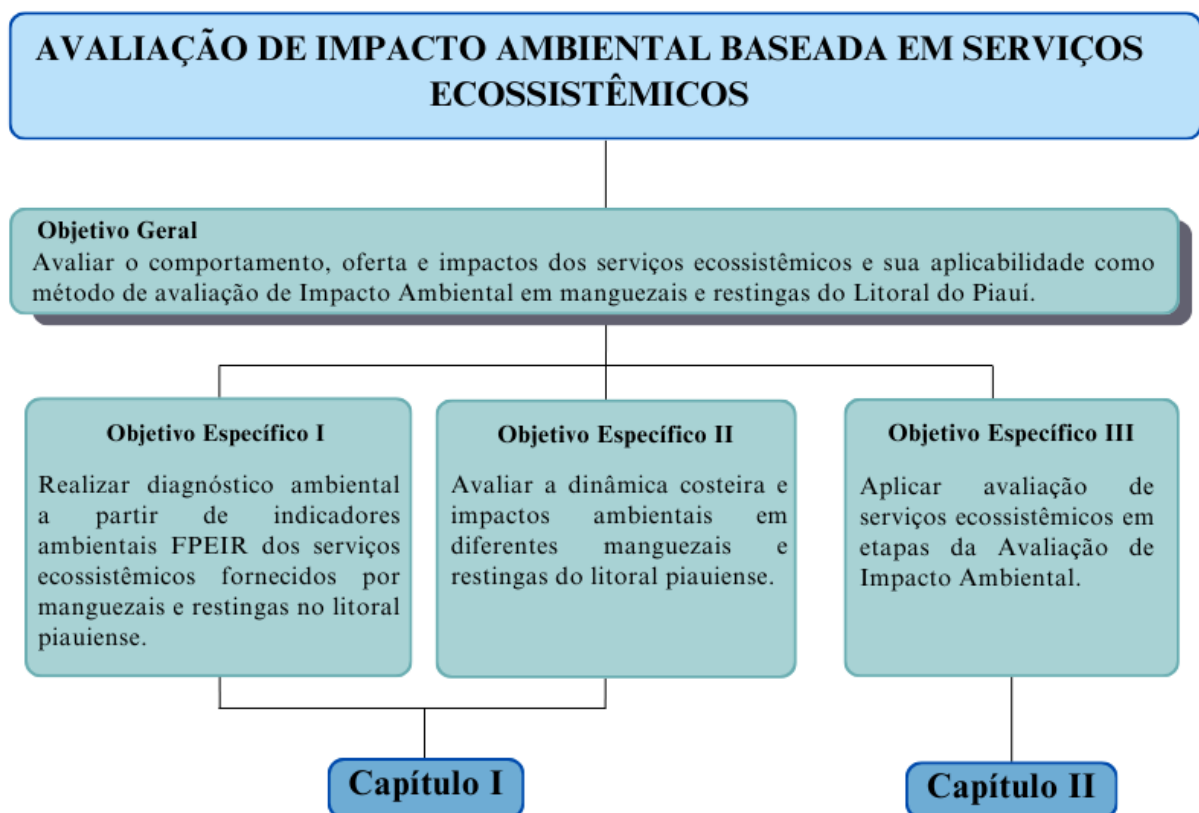
WRI - WORLD RESOURCES INSTITUTE. Ecosystem Services. A Guide for Decision Makers. Washington, DC: **WRI**, 2008.

#### 4. ESTRUTURA METODOLÓGICA E DISSERTATIVA

A estrutura metodológica da presente dissertação é exploratória com abordagem fundamental hipotético-dedutivo a fim de corroborar ou refutar as hipóteses. Como métodos procedimentais a pesquisa tem caráter experimental, estatístico e observacional e aplica técnicas de investigação de observação semiestruturada. A estrutura dissertativa foi organizada em dois diferentes capítulos de análise, estes com objetivos e resultados próprios ajustados de modo a atingir o objetivo geral da pesquisa.

Primeiramente, foram avaliados e diagnosticados, com as metodologias usuais disponíveis, os serviços ecossistêmicos e impactos recebidos pelo componente vegetativo de manguezais e restingas do litoral do Piauí e da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba (Capítulo I). Em seguida foi proposto nova abordagem metodológica quali-quantitativa de avaliação de impacto aos serviços ecossistêmicos aplicada aos ambientes costeiros do litoral do Piauí e da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba (Capítulo II).

**Figura 09.** Fluxograma de objetivos e capítulos da pesquisa



## 5. RESULTADOS

### 5.1 CAPÍTULO I. TAMANHO NÃO É DOCUMENTO: AVALIAÇÃO DE OFERTA DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E IMPACTOS NA VEGETAÇÃO DO MENOR LITORAL DO BRASIL

#### Resumo

Os ecossistemas costeiros, como manguezais e restingas, desempenham papéis cruciais no bem-estar humano ao fornecer serviços ecossistêmicos (SE) como proteção contra erosão, provisão de alimentos e manutenção de ciclos biogeoquímicos, mas enfrentam crescente pressão devido às atividades humanas. O presente estudo na Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba, Piauí, investigou manguezais e restingas conservadas e perturbadas e seus SE, identificando 19 serviços ecossistêmicos e 198 indivíduos vegetais, 23 espécies e 18 famílias botânicas. Áreas conservadas exibiram melhor condição fitossanitária e maior diversidade, enquanto as perturbadas sofreram impactos negativos, especialmente nas restingas. A relação oferta-abundância-tendência foi inversamente proporcional nas restingas, indicando que a intensificação do uso pode reduzir a diversidade vegetal e a oferta futura de serviços ecossistêmicos. Pressões como urbanização, comércio, atividades aquícolas, turismo e transporte levam a danos, vestígios de incêndio e espécies invasoras, exigindo medidas de gestão eficazes para conservação e oferta contínua de serviços ecossistêmicos no litoral do Piauí.

**Palavras-chave:** DPSIR, Manguezais, Restingas, Delta do Parnaíba, Fitossociologia

#### Abstract

Coastal ecosystems, such as mangroves and sandbanks, play crucial roles in human well-being by providing ecosystem services (ES) such as protection against erosion, food provision and maintenance of biogeochemical cycles, but they are facing increasing pressure due to human activities. The present study in the Delta do Parnaíba Environmental Protection Area, Piauí, investigated conserved and disturbed mangroves and sandbanks and their ES, identifying 19 ecosystem services and 198 plant individuals, 22 species and 18 botanical families. Conserved areas showed better phytosanitary conditions and greater diversity, while disturbed areas suffered negative impacts, especially in the restingas. The supply-abundance-tendency relationship was inversely proportional in the restingas, indicating that intensification of use can reduce plant diversity and the future supply of ecosystem services. Pressures such as urbanization, commerce, aquaculture activities, tourism and transport lead to damage, fire traces and invasive species, requiring effective management measures for conservation and the continued supply of ecosystem services on the Piauí coast.

**Keywords:** DPSIR, Mangroves, Restingas, Parnaíba Delta, Phytosociology

#### 1. Introdução

Os ecossistemas costeiros ocupam uma área mundial reduzida, quando comparado com os demais ecossistemas. Contudo, detém uma biodiversidade importantíssima na manutenção e no fornecimento de serviços ecossistêmicos (SE) que sustentam a vida humana e suas economias (Miller; Spoolman, 2021). Esta zona de convergência entre zonas terrestres e

marinhas, as zonas costeiras, são responsáveis por sustentar importantes recursos ambientais e SE, sendo ambientes de desenvolvimento ao longo do mundo, e alvos de severas pressões e impactos ambientais em detrimento do fornecimento de recursos pesqueiros, turísticos, culturais e de transporte (Lacerda; Borges; Ferreira, 2019; Hagger *et al.*, 2022; Sofiatti, 2023; Zhang *et al.*, 2023).

Para além deste fornecimento de recursos, a zona costeira detém geodinâmica marcada por uma típica multiplicidade de fisionomias, que conferem vulnerabilidade natural, e que respondem às condições de deposição e progradação positiva e negativa de sedimentos (Mishra *et al.*, 2021; Barbosa *et al.*, 2022). Em reação, favorecem a formação e desenvolvimento vegetal singular, desde àquelas tolerantes a salinidade e fluviodinâmica costeira, como os manguezais, àquelas assentadas sob solos arenosos e tolerantes a intensa movimentação de ventos, como as restingas. Essas promotoras de serviços ecossistêmicos imprescindíveis no combate às mudanças climáticas, manutenção de ciclos biogeoquímicos e desenvolvimento socioeconômico.

Não arbitrariamente, no Brasil, essas são áreas preservadas permanentemente, regidas pelo Código Florestal Brasileiro, e por vezes, ainda sobrepostas por unidades de conservação, regidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Contudo, o arcabouço legal estabelecido não garante, necessariamente, proteção ambiental às zonas costeiras, seus ecossistemas e serviços (Darold; Irigaray, 2018). Somado a isso o desconhecimento dos tomadores de decisão acerca dos ecossistemas, seja aspectos estruturais, fenológicos ou diversidade, seja benefícios fornecidos por eles às comunidades humanas que, indubitavelmente, acarretarão danos, sobretudo irreversíveis.

A incompreensão acerca dos impactos aos ecossistemas marinhos costeiros como os manguezais e restingas reverbera na ausência de políticas ambientais que promovam tanto sua conservação ecossistêmica quanto o uso sustentável de seus serviços. Ainda que haja uma recente e crescente nos estudos a respeito dos serviços ecossistêmicos (Sinisgalli *et al.*, 2022; Garcia; Nunes; Longo, 2022; Costanza *et al.*, 2017), o diálogo entre o conhecimento ecológico, impactos e os serviços ecossistêmicos em diagnósticos consagrados ainda é embrionário, havendo ainda poucos trabalhos no Brasil que abordem os serviços ecossistêmicos no componente vegetativo (Paiva; Almeida Jr., 2020).

É inegável a relevância do componente vegetativo na promoção de serviços

ecossistêmicos, quer sejam grandes estruturas florestais (Ma *et al.*, 2021), vegetações ripárias (Riis *et al.*, 2020) ou fragmentos (Ye *et al.*, 2022), assim como é inegável os incisivos impactos ambientais sofridos por esse componente (Yadav *et al.*, 2023; Sofiatti, 2023). Iniciativas que promovam o conhecimento ecológico, estrutural e biológico do componente vegetativo são determinantes para o conhecimento sobre recuperação e melhoria na oferta dos seus serviços ecossistêmicos (Li *et al.*, 2019; Qiu *et al.*, 2023).

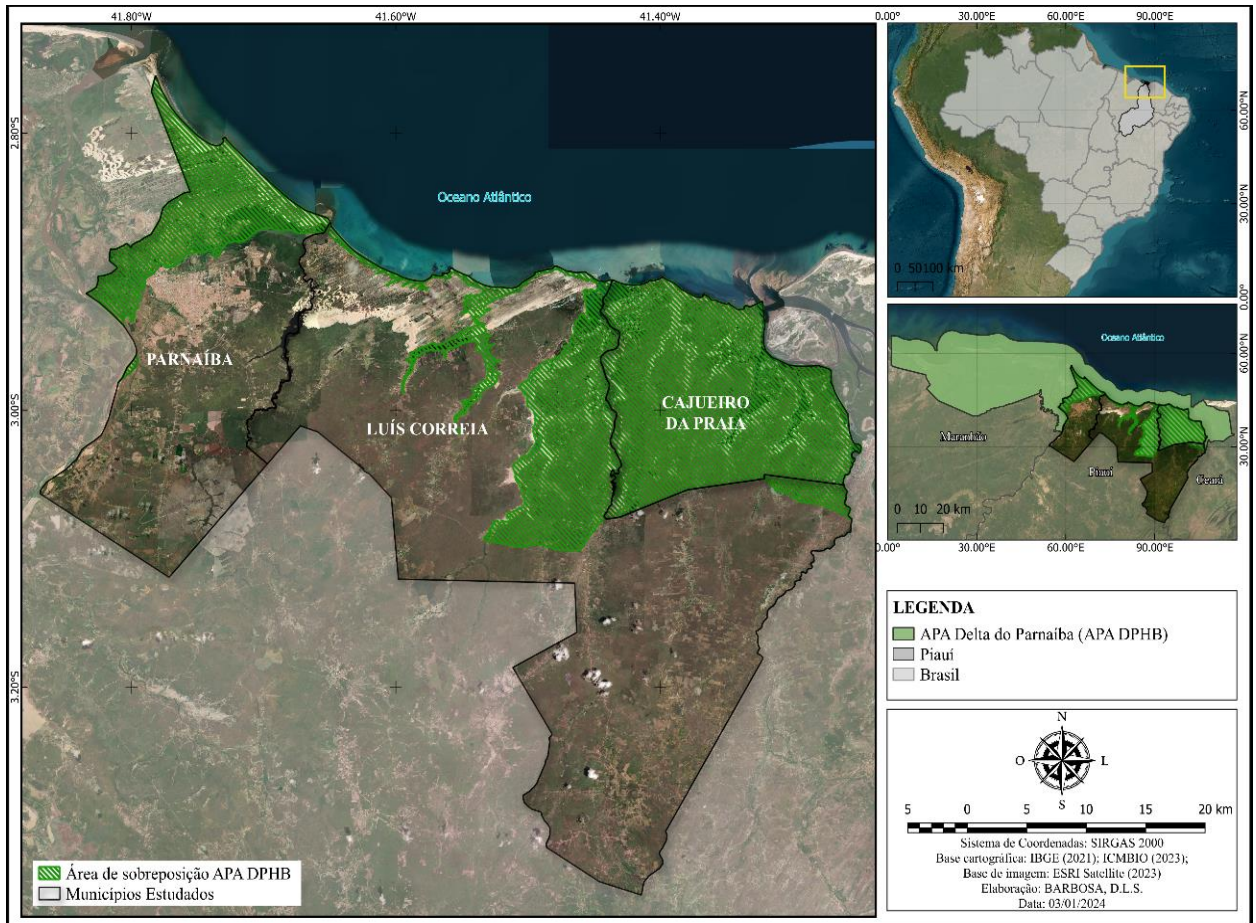
Levantamentos ecológicos de diversidade vegetal são essenciais no fornecimento de prognósticos ambientais assertivos à realidade costeira dado os inúmeros impactos ambientais passíveis de não serem gerados e dos serviços ecossistêmicos produzidos. Para tanto, este trabalho tem em vista diagnosticar a oferta e impacto ambiental em serviços ecossistêmicos das vegetações de manguezais e restingas de áreas do litoral nordestino setentrional do Brasil, localizadas na Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba.

## **2. Metodologia**

### **2.1. Caracterização da área de estudo**

Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia (Figura 1), são três, dos quatro municípios continentais limítrofes com o mar no Estado do Piauí, situados na Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba (APA DPHB), sendo esses os mais bem desenvolvidos e visitados do litoral piauiense, compreendendo conjuntamente 1.782,204 km<sup>2</sup> o equivalente a 93,2% de todo litoral do Piauí. São municípios pertencentes ao sistema marinho costeiro com diferentes fitofisionomias. Os municípios fazem parte da mesorregião do norte piauiense (IBGE, 2022) e tem parte do seu território, sobrepostos pela Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (ICMBIO, 2020).

**Figura 1.** Mapa de localização da área de estudo: municípios do litoral do Piauí abrangidos pela APA DPHB



Os municípios estão assentados sobre diferentes formações geológicas da bacia sedimentar do Parnaíba, que vão desde afloramentos da formação de Barreiras (Cajueiro da Praia) (Silva; Baptista; Moura, 2022) a grandes massas de depósitos eólicos, eolianitos, granitos e fluviomarinhos (Parnaíba e Luís Correia) (Silva; Baptista; Moura, 2022). A geomorfologia da área é marcada, especialmente, por litoral dunoso e estuarino (Silva; Lima, 2020), praias e uma grande área de tabuleiros costeiros. A pedologia também responde às condições ambientais e a dinamicidade costeira e está distribuída em solos profundos como os Argissolos, contudo, com predominância de solos jovens quartzarênicos (Neossolos) a solos hidromórficos, com alta decomposição de material orgânico, sob influência fluviomarinho como os Gleissolos (Cabral *et al.*, 2019; Cabral *et al.* 2020). Sob esses solos desenvolvem-se formações fluviomarinhas, como os manguezais, e formações marinhas herbáceas e arbustivas, como as restingas (Figura 2).

Todas essas características geofísicas estão sob influência de um clima tropical com verão seco (As) segundo classificação climática de Köppen sendo o clima predominante no litoral oriental do nordeste (Medeiros; Cavalcanti; Duarte, 2020), a precipitação acumulada



seis áreas amostrais (10x10m) na Restinga e seis, no Manguezal usando o *status* de conservação (baixa ou alta interferência antrópica e pertencentes ou não à APA DPHB) em regiões de acesso livre considerando três critérios espaciais: i) vegetação jovem e próxima ao mar ou curso d'água; ii) vegetação em ambiente transicional e; iii) vegetação adulta mais distante do mar ou curso d'água (Tabela 01).

**Tabela 01.** Localização das áreas de coleta botânica nos municípios de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.

<b>Município</b>	<b>Coordenadas (UTM)</b>	<b>Classificação da Vegetação</b>
Parnaíba	198776.78 m E 9681666.50 m S	Manguezal ecotonal (P)
Parnaíba	198822.71 m E 9681766.86 m S	Manguezal próximo ao mar ou curso d'água (P)
Parnaíba	198809.57 m E 9681631.39 m S	Manguezal distante do mar (P)
Parnaíba	200554.76 m E 9680470.53 m S	Restinga distante do mar (P)
Luís Correia	220881.38 m E 9677663.34 m S	Restinga Próxima ao mar (C)
Luís Correia	226739.67 m E 9677571.27 m S	Restinga Próxima ao mar (P)
Luís Correia	227169.29 m E 9677710.17 m S	Restinga Ecotonal (C)
Luís Correia	226997.53 m E 9677663.07 m S	Manguezal ecotonal (C)
Luís Correia	226785.09 m E 9677048.06 m S	Restinga ecotonal (P)
Cajueiro da Praia	238446.98 m E 9673421.77 m S	Manguezal distante do mar (C)
Cajueiro da Praia	238128.92 m E 9673453.29 m S	Restinga distante do mar (C)
Cajueiro da Praia	239379.09 m E 9667431.33 m S	Manguezal Próximo ao mar ou curso d'água (C)

\*C = Conservada; P = Perturbada

O material botânico foi coletado, com autorização do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO), n.º 85095-1, seguindo a metodologia usual (Mori *et al.*, 1989; Moro & Martins, 2011), onde foram amostradas todas as espécies em fase reprodutiva. Ramos vegetativos e reprodutivos das espécies foram herborizados como material testemunho e identificação com o auxílio de chaves dicotômicas e morfologia comparadas, utilizando bibliografia especializada. As espécies foram classificadas segundo APG IV (2016) e depositadas no Herbário Graziela Barroso-Universidade Federal do Piauí (TEPB-UFPI).

A compreensão da diversidade e estrutura vegetativa é uma importante ferramenta diagnóstica de SE, em virtude da fenologia ser resposta vegetativa e está intimamente ligada a condições ambientais (Souza, 2020). Desse modo, para diagnosticar e avaliar os serviços ecossistêmicos (SE) foi realizado um levantamento fitossociológico com o critério de inclusão para Circunferência a Altura do Peito (CAP)  $\geq 10$  cm, em seis parcelas de manguezais e Circunferência a Altura do Solo (CAS)  $\geq 10$  cm em seis parcelas (10x10m) em restingas, as parcelas foram alocadas considerando uma distância entre parcelas  $>30$ m, conforme Schaeffer-Novelli; Vale; Cintrón (2015) distribuídas nos municípios de Parnaíba, Luís Correia, e Cajueiro da Praia Piauí, Brasil. Os espécimes levantados consideraram o protocolo proposto Moro e Martins (2011) e incluíram a coleta de espécimes ramificadas.

Os dados fitossociológicos coletados (Apêndice III) foram: altura total, altura da copa, circunferência a altura do peito (CAP) e calculados o diâmetro a altura do peito (DAP), densidade relativa (DRe), área basal (AB), frequência relativa (FeR) dominância relativa (DoR) índice de diversidade de Shannon-Weaver ( $H'$ )(Shannon *et al.*, 1949), equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) (Odum, 1998) sendo calculados utilizando o software Fitopac 2.16.

A fim de avaliar a qualidade ambiental das espécies vegetais foram levantados dados fitossanitários adaptados de Silva, Paiva e Gonçalves (2007) (Tabela 02). A avaliação fitossanitária foi realizada a partir da identificação da presença ou ausência de injúrias, infestações, infecções, necroses e líquens em cada indivíduo inventariado, em seguida foram classificados conforme Tabela 02 de Silva, Paiva e Gonçalves (2007).

**Tabela 02.** Classe de fitossanidade de plantas

<b>Classe</b>	<b>Classificação</b>	<b>Descrição</b>
<b>01</b>	Planta boa	Vigoroso, sem sinais de pragas, doenças ou danos mecânicos e apresenta a forma característica da espécie
<b>02</b>	Planta satisfatória	Apresenta condição e vigor médios para determinado local, podendo apresentar pequenos danos físicos, pequenos problemas de pragas e doenças
<b>03</b>	Planta ruim	Apresenta estágio geral de declínio e pode apresentar severos danos de pragas, doenças ou físicos e, embora não apresente

morte iminente

<b>04</b>	Planta morta	Sem vitalidade, ou que, devido a danos de pragas, doenças ou físicos, aparenta morte iminente.
-----------	--------------	--

Fonte: Adaptado, Silva, Paiva e Gonçalves (2007).

### **2.3 Serviços ecossistêmicos e modelo Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR)**

Para fins conceituais de agrupamento consideramos as classes de SE usada pela Classificação Internacional Comum dos Serviços Ecossistêmicos (CICES), com a finalidade de compreender o comportamento, oferta e impactos aos serviços ecossistêmicos promovidos pela vegetação de mangue e restinga foram levantados na literatura dados referentes aos serviços promovidos por essas vegetações no litoral do Piauí e do Brasil, conjuntamente com o levantamento em campo dos serviços fornecidos *in loco*.

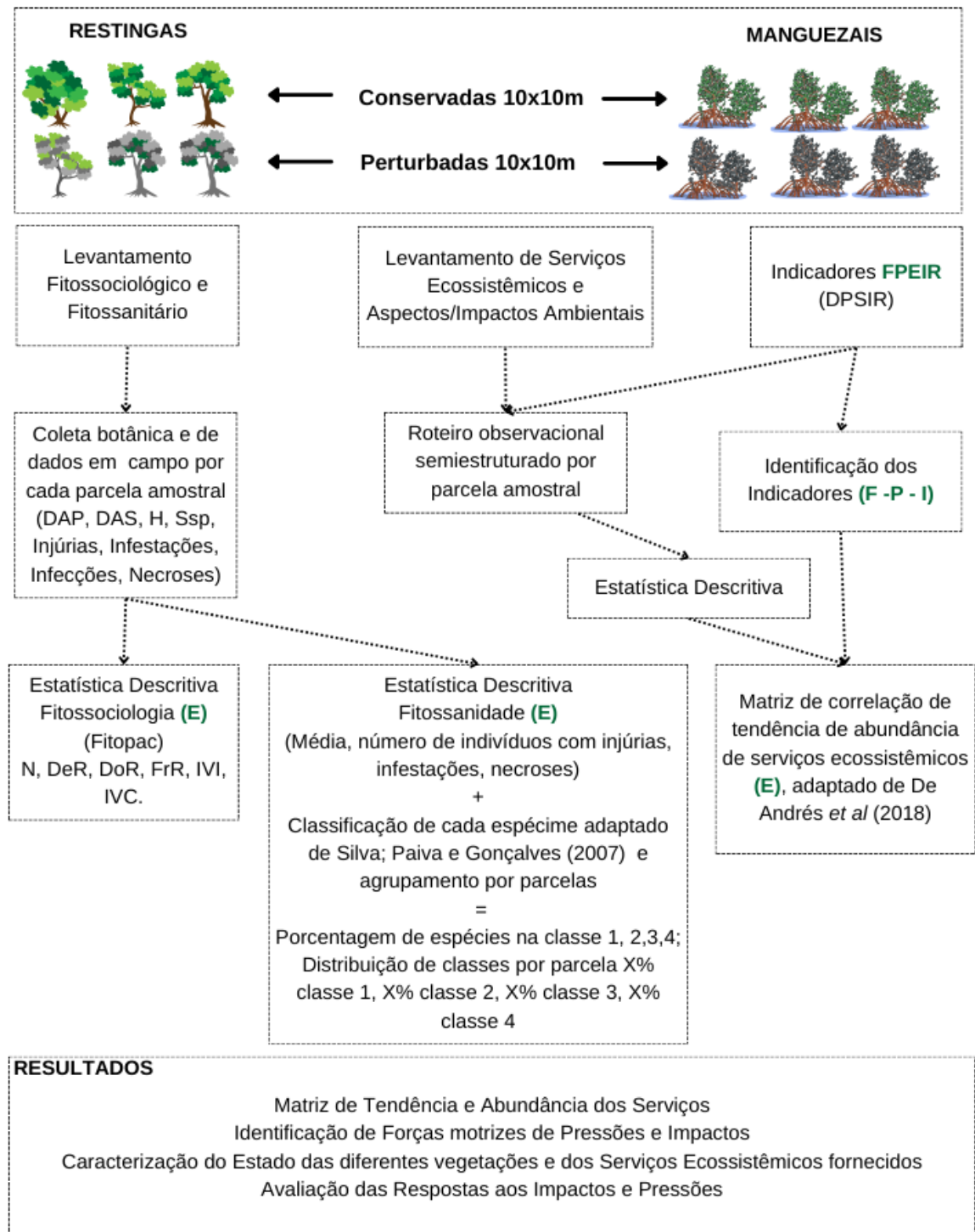
Posteriormente, foram avaliados os impactos humanos sobre os serviços ecossistêmicos a partir do modelo Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta (FPEIR). O modelo foi desenvolvido pela Agência Ambiental Europeia (EEA, 1995) e favorece o diagnóstico de relações socioambientais, políticas e econômicas. E tem sido amplamente utilizado em diversas avaliações ambientais, avaliação de impactos, relações socioambientais (De Andrés *et al.*, 2018; Araujo *et al.*, 2021; Sampath; Freitas; Dias, 2022).

O FPEIR estabelece diagnósticos baseados em relações causais contribuindo na avaliação de fatores e pressões que alteram os ecossistemas (MEA, 2003), uma vez que, o modelo considera que uma força motriz gera pressões sobre os recursos naturais (pressão) são introduzidas em determinados ecossistemas (estado) e geram impactos (impacto) restando, portanto, uma resposta a partir da sensibilidade e resiliência ambiental dos ecossistemas e políticas públicas de gerenciamento (resposta).

Como ferramenta auxiliar de levantamento foi utilizado roteiro observacional semiestruturado (Apêndice II) no qual foram levantados dados de qualidade ambiental, impactos ambientais e atividades antrópicas em cada parcela amostral, em seguida foi realizado pareamento dos aspectos e impactos levantados entre as diferentes áreas e discutido ao longo das etapas no modelo FPEIR. Esses dados resultaram na geração da matriz de serviços

ecossistêmicos pelas vegetações e no levantamento dos impactos ambientais presentes nas parcelas amostrais. Abaixo apontamos o fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa (Figura 03).

**Figura 03.** Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa



### 3. Resultados e Discussões

O levantamento fitossociológico realizado nas diferentes especializações de manguezais apontou a presença de quatro famílias (Acanthaceae, Combretaceae, Rhizophoraceae, Olacaceae) com quatro espécies (todas arbóreas) diferentes nas áreas de manguezais coletadas, *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. Ex Moldenke, *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn., *Rhizophora mangle* L., espécies típicas dos Manguezais, *Ximения americana* L., espécie típica da Restinga (Tabela 03), coletada em ambiente ecotonal, entre Manguezal e Restinga.

**Tabela 03.** Parâmetros fitossociológicos de Manguezais de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.

Espécies	NI	DeR (%)	FeR (%)	DoR (%)	IVI (%)	IVC (%)
<i>Avicennia schaueriana</i> Stapf & Leechm. Ex Moldenke	31	39,74	46,15	55,50	141,40	95,25
<i>Laguncularia racemosa</i> (L.) C.F. Gaertn.	23	29,49	30,77	19,73	79,99	49,22
<i>Rhizophora mangle</i> L.	16	20,51	15,38	15,95	51,85	36,47
<i>Ximения americana</i> L.	8	10,26	7,69	8,81	26,76	19,07

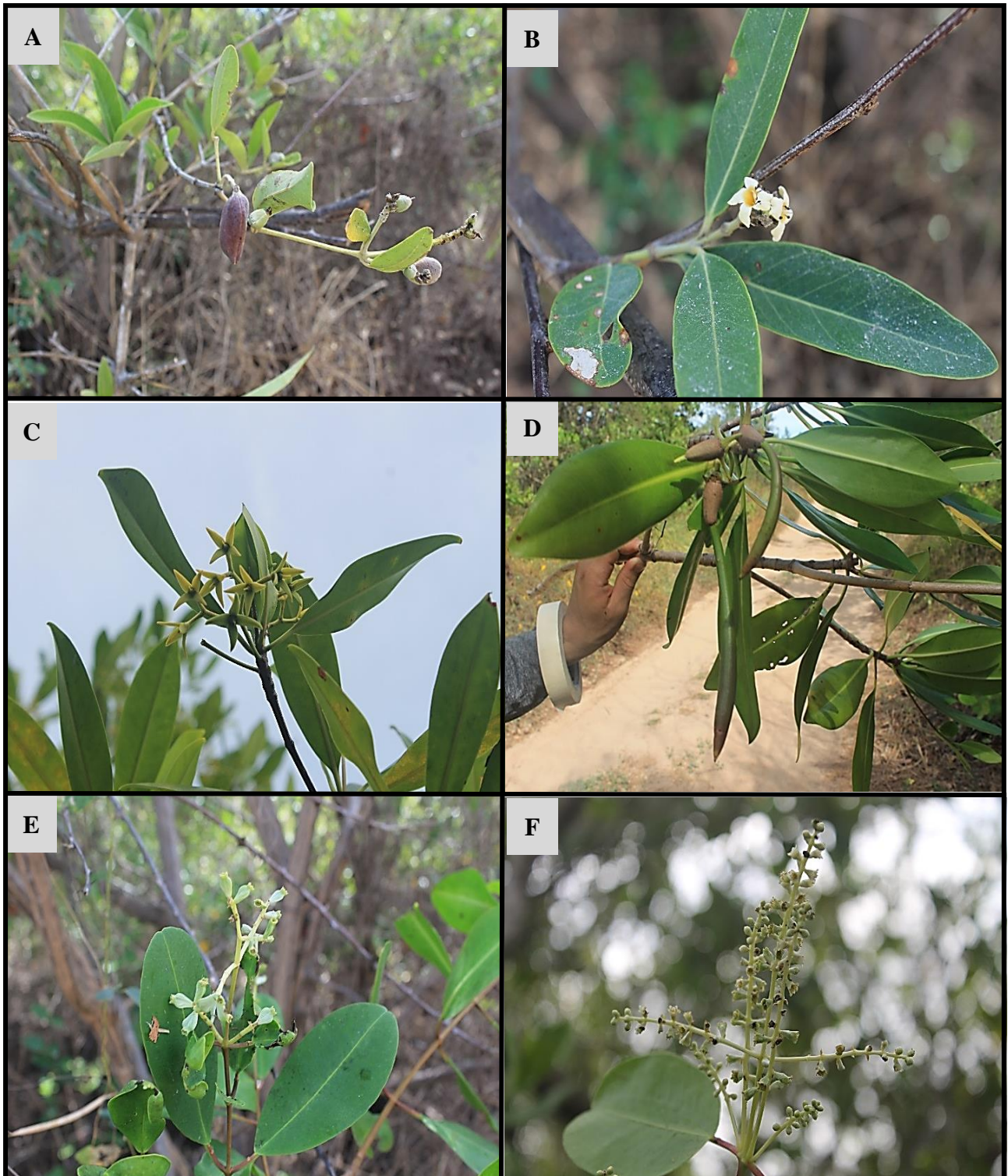
*Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. Ex Moldenke (Figura 4) representou a espécie com maior dominância e valor de importância, assim como, maior valor de cobertura, sendo uma espécie comumente encontrada no litoral piauiense (Meireles *et al.*, 2021; Barbosa *et al.*, 2023) e na maioria da costa brasileira (Bezerra *et al.*, 2020; Gonçalves *et al.*, 2018; Tognella *et al.*, 2020), dado que é um gênero comum em toda a extensão de mangue intertropical (Soffiati, 2023). *A. schaueriana* é uma importante promotora de serviços ecossistêmicos de regulação e manutenção por ser tolerante a pressões antrópicas, com potencial metabólico fitorremediador e capacidade de bioacumulação (Victório *et al.*, 2020), tolerante a salinidade e a ambientes ricos em metais, como o manganês (Flores *et al.*, 2022) assim como *Laguncularia racemosa* (Victório *et al.*, 2023).

*L. racemosa* (Figura 4) apresentou a segunda maior dominância, destacando-se particularmente em manguezais de baía, àqueles mais inseridos no continente. Tognella *et al.*, (2020), em estudo desenvolvido no Espírito Santo, aponta *L. racemosa* como dominante, seguida por *R. mangue*, sobretudo em manguezais de baía. Similarmente, Gonçalves *et al.*, (2020) em estudo fitossociológico em unidade de conservação em Sergipe, apontaram *L. racemosa* como a espécie de maior valor de importância, com uma maior densidade de espécies

em menores classes de diâmetro e altura, seguida por *Rhizophora. mangue*.

*R. mangue* representa uma importante espécie fornecedora de serviços de provisão, em razão da promoção de habitat para reprodução de peixes sobretudo por ocuparem preferencialmente a margem de rios e estuários, além de ser uma importante bioindicadora de ambientes ricos em material orgânico (Pascoalini *et al.*, 2019) apresentando, inclusive, baixa frutificação em ambientes impactados (Benevides; Maia e Silva, 2021), por conseguinte, sua baixa dominância no estudo denota que as áreas de manguezais (conservadas e perturbadas) estão sendo alvos de impactos. Salienta-se que *R. mangue*, ainda que representando uma menor dominância (15,95%) essa está muito próxima dos valores de *L. racemosa*, particularmente devido seus elevados valores de DAP. Outrossim, diz respeito a sua alta capacidade de monodominância e dado especialmente pela sua tolerância a áreas alagadas (Nascimento *et al.*, 2015), sombreamento (Gonçalves *et al.*, 2020), além da sua anatomia radicular e exigência edáfica (Pascoalini *et al.*, 2019) (Figura 4).

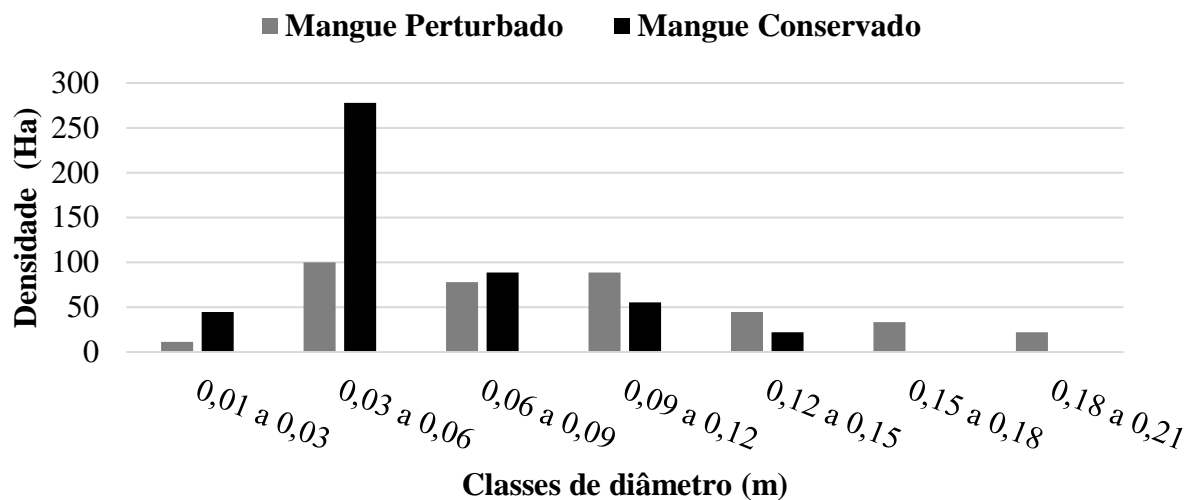
**Figura 4.** Ocorrência de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. Ex Moldenke., *Rhizophora mangle* L., *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn., Parnaíba, Piauí, Brasil. A) Frutos (*A. schaueriana*), B) Flores com lobos da corola glabros e folhas elípticas (*A. schaueriana*), C) Flores (*R. mangle*), D) Propágulo (*R. mangle*), E) Folhas e Inflorescências (*L. racemosa*), F) Flores e Inflorescência em espiga (*L. racemosa*).



Fotos: Autor, 2022

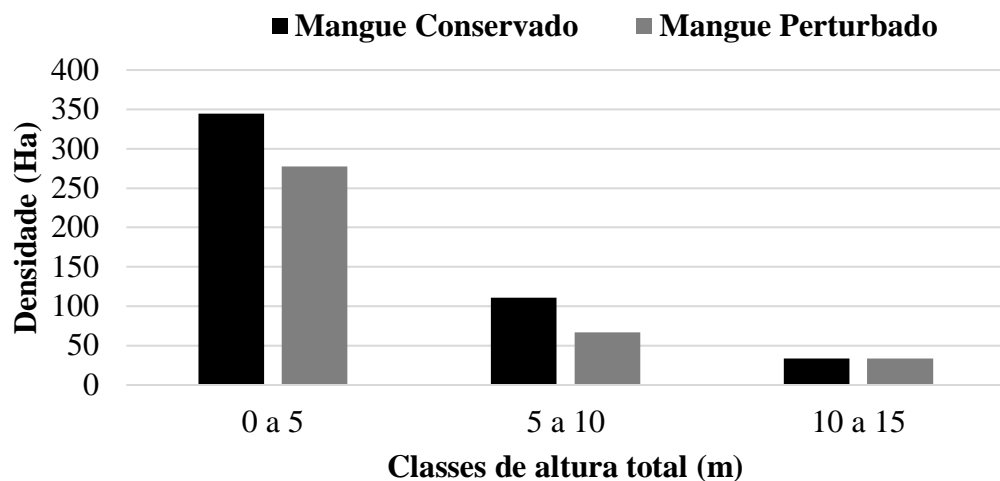
As áreas de manguezais perturbados apresentaram menor números de indivíduos, menores valores de diâmetro e com uma densidade maior em menores classes de diâmetro (Figura 5), fator que não diferiu em áreas de mangue na APA Delta do Parnaíba (APA DPHB), ainda que apresentassem um número maior de indivíduos. Ressalta-se que, a distribuição em diferentes intervalos de classe foi maior em manguezais localizados fora da APA DPHB, fator que pode ser explicado pelo maior número de espécies, especialmente a presença de *X. americana*, não encontrada em manguezais na APA DPHB.

**Figura 5.** Densidade por classes de diâmetro de manguezais de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.



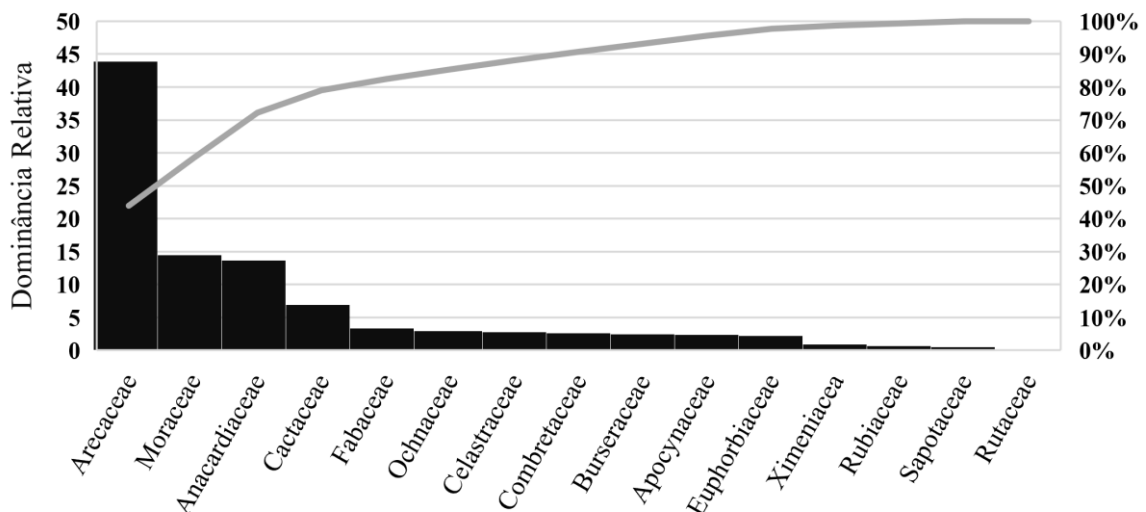
Os indivíduos encontrados detinham uma densidade maior em menores classes de diâmetro, com poucos indivíduos maiores que 10 m de altura (Figura 6). As áreas conservadas também apresentaram uma densidade maior de indivíduos em classes inferiores. Valores discrepantes de outras áreas de manguezais também conservadas inseridas na APA DPHB, Meireles *et al.*, (2021) aponta valores de DAP variando entre 8,5 e 67,05 cm e valores de altura entre 8,5 e 30,5 m na RESEX inserida na APA DPHB.

**Figura 6.** Densidade por classe de altura de manguezais de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.



No componente restinga, as famílias botânicas mais dominantes foram *Arecaceae*, *Moraceae* e *Anacardiaceae* (75%) ao tempo que *Rubiaceae*, *Sapotaceae* e *Rutaceae* representaram as menos dominantes (Figura 7). *Arecaceae* e *Anacardiaceae* já foram apontadas como espécies dominantes em outras áreas de restinga no Brasil, assim como gêneros de *Sapotaceae* e *Rubiaceae* como menos dominantes (Belfort; Nascimento; Almeida Jr., 2021; Almeida Jr., Correia, Santos-Filho 2020).

**Figura 7.** Gráfico de Pareto da dominância relativa de famílias botânicas em restingas em Luís Correia, Parnaíba e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.



As áreas de restingas de modo geral apresentaram maior número e diversidade de espécies (21 espécies), estando as conservadas liderando em número e diversidade (16 espécies, correspondendo a 76,19% das espécies), dessas 23,8% (5 espécies) são comuns entre áreas



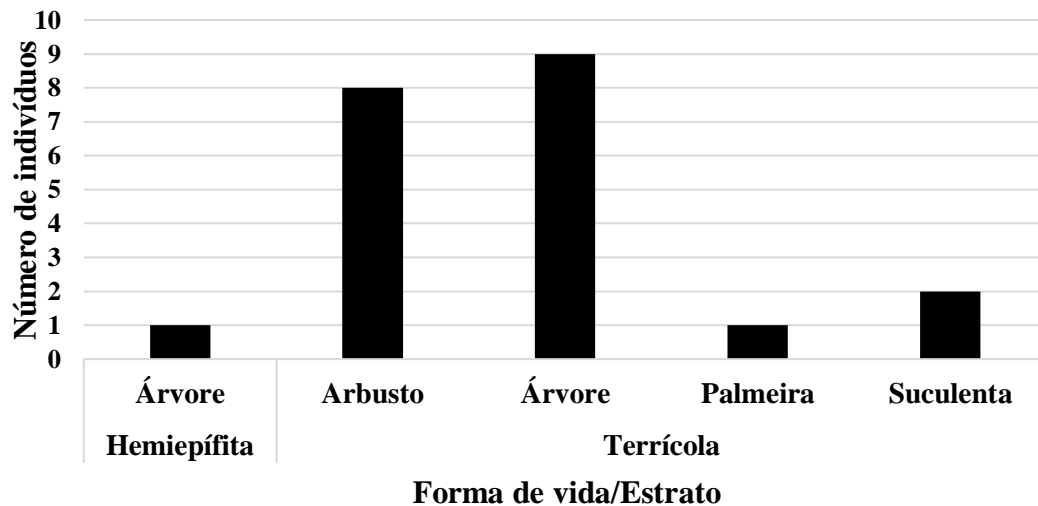
Praia, Piauí, Brasil, ordenados conforme Índice de Valor de Importância (IVI).

<b>Espécie (Família)</b>	NI	DeR (%)	FeR (%)	DoR (%)	IVI (%)	IVC (%)
<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H.E.Moore (Arecaceae)	17	14,17	10,81	43,91	68,89	58,08
<i>Anacardium occidentale</i> L. (Anacardiaceae)	21	17,50	10,81	13,68	41,99	31,18
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Bail. (Euphorbiaceae)	18	15,00	10,81	2,18	27,99	17,18
<i>Pilosocereus cattingicola</i> (Gurke) Byles & Rowley (Cactaceae)	7	5,83	10,81	5,30	21,95	11,14
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth. (Moraceae)	5	4,17	5,41	6,69	16,26	10,85
<i>Monteverdia distichophylla</i> (Mart. ex Reissek) Biral. (Celastraceae)	8	6,67	5,41	2,81	14,89	9,48
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud (Moraceae)	5	4,17	2,70	7,84	14,71	12,00
<i>Conocarpus erectus</i> L. (Arecaceae)	7	5,83	5,41	2,63	13,87	8,46
<i>Guettarda platypoda</i> DC. (Rubiaceae)	9	7,50	2,70	0,67	10,87	8,17
<i>Ouratea fieldingiana</i> (Gardner) Engl. (Ochnaceae)	6	5,00	2,70	2,91	10,61	7,91
<i>Cereus jamacaru</i> DC. (Cactaceae)	2	1,67	5,41	1,62	8,69	3,29
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett (Burseraceae)	2	1,67	2,70	2,47	6,84	4,14
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R.W. Jobson (Fabaceae)	2	1,67	2,70	1,89	6,26	3,56
<i>Mimosa</i> sp. (Fabaceae)	3	2,50	2,70	0,92	6,12	3,42
<i>Aspidosperma pyriformis</i> Mart. (Apocynaceae)	1	0,83	2,70	1,59	5,13	2,42
<i>Bauhinia</i> sp (Fabaceae)	2	1,67	2,70	0,33	4,70	2,00
<i>Ximenia americana</i> L. (Ximeniaceae)	1	0,83	2,70	0,92	4,46	1,75
<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer (Apocynaceae)	1	0,83	2,70	0,80	4,34	1,64
<i>Manilkara salzmanii</i> (A.DC.) H.J.Lam (Sapotaceae)	1	0,83	2,70	0,54	4,07	1,37
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis (Fabaceae)	1	0,83	2,70	0,21	3,74	1,04
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A.St.-Hil. & Tul. (Rutaceae)	1	0,83	2,70	0,08	3,62	0,92

Quanto a estrutura, dominaram espécies arbóreas seguida de espécies arbustivas (Figura 9). Em restingas esse comportamento distributivo entre árvores e arbustos é comum. O avanço do extrato arbustivo vem associado, sobretudo, a formação natural de moitas em frutíctos inundáveis e, provavelmente, aos impactos antrópicos associados a frutíctos não inundáveis (Santos-Filho et al., 2010). Nesse sentido, Santos-Filho *et al.*, 2010 apontam que essas feições

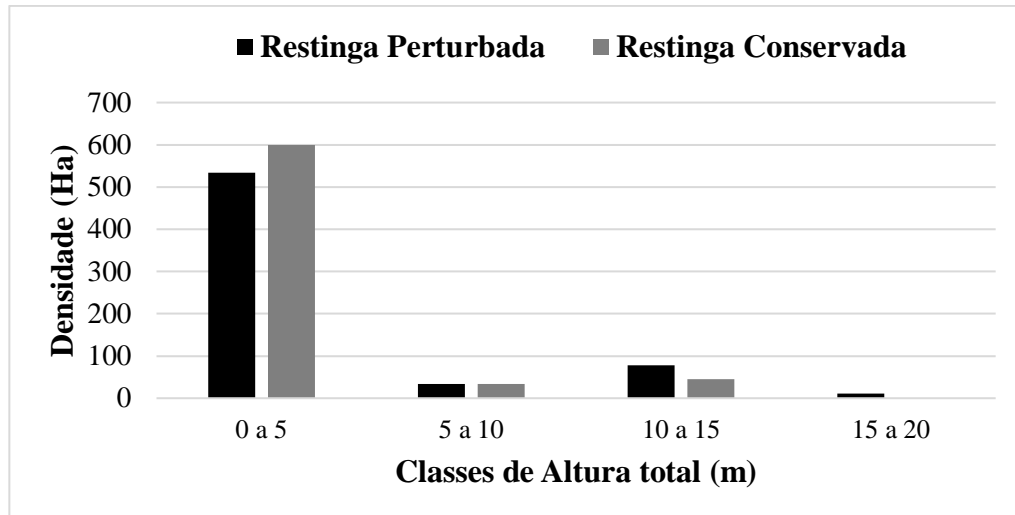
arbustivas estão associadas a fatores edáficos além da influência ou não de inundações. A presença do extrato arbóreo foi observada, especialmente, em ambientes continentais, formações florestais, e com acesso a água em frutíctos inundáveis.

**Figura 9.** Número de indivíduos vegetais por estratos e formas de vida em Restinga.



As restingas perturbadas e conservadas obtiveram uma maior densidade em classes mais baixas de altura, com densidade maior em restingas conservadas em razão do maior número de indivíduos inventariados (Figura 10). Arelado a isso estão as condições ambientais de estresse são aspectos condicionantes da baixa estatura dos indivíduos vegetais em restingas, contudo, ainda foi observado a permanência de espécimes de grande porte em classes superiores de altura, uma particularidade do litoral piauiense que abriga em suas restingas a *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore (Arecaceae) (Santos-Filho *et al.*, 2013) e por vezes acrescidos de espécimes arbóreas de grande porte, como *Anacardium occidentale* L..

**Figura 10.** Densidade por classe de altura de restingas de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.



A palmeira *C. prunifera*, é particularmente encontrada em ambientes de restingas no Piauí (Santos-Filho *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2019) com poucos registros em restingas no estado do Maranhão (Correia *et al.*, 2020; Guterres *et al.*, 2020). Esta espécie ocorre mais frequentemente em florestas sazonalmente secas em detrimento de sua tolerância a alta temperatura e à presença de cera epicuticular (Souza, 2020), ainda que não seja restrita a essas vegetações, identificada em outros diferentes biomas e fitofisionomias, como no Cerrado (Moreira-Araújo *et al.*, 2019), na Caatinga (Vieira *et al.*, 2021) e ecótono Cerrado-Caatinga (Morais *et al.*, 2022). No corrente estudo, a espécie dominou áreas antropicamente perturbadas próximas ao mar (Figura 11; Figura 12), fator que acresce em vulnerabilidade dado que ainda representa uma espécie alvo de impacto devido à degradação do seu habitat em decorrência do uso do fogo, espécies invasoras como a *Cryptostegia madagascariensis* Bojer. (Rebouças Filho *et al.*, 2021; Medeiros *et al.*, 2023) e grande exploração econômica.

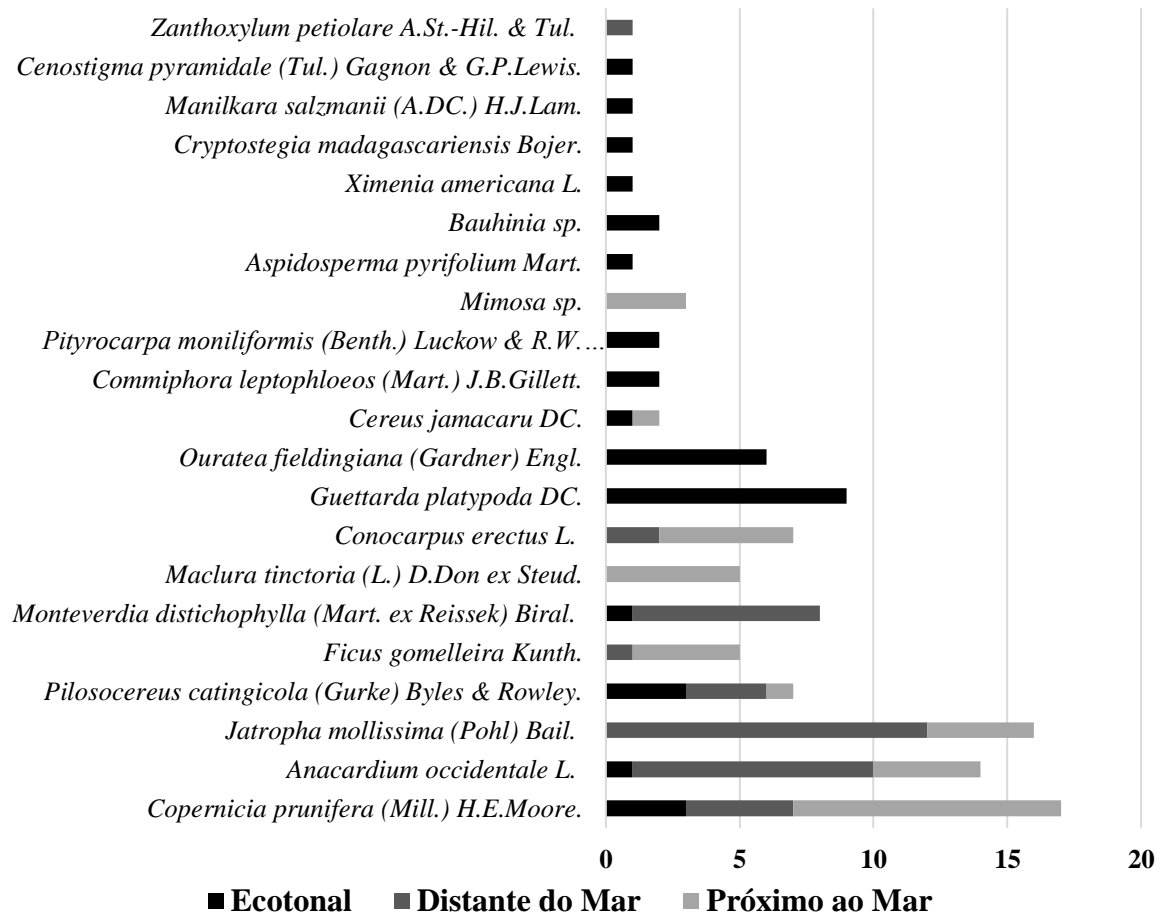
Outrossim, destaca-se a presença de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, espécie com ocorrência registrada (um indivíduo) em parcela de restinga ecotonal conservada inseridas no continente. O indivíduo encontrava-se vigoroso, em estágio reprodutivo, adjunto ao fuste de espécime *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore (Figura 13). A presença do espécime (*C. madagascariensis*) com boas características fitossanitárias sobreavisa uma bioinvasão iminente e consequente mortalidade dos indivíduos *C. prunifera* além de gerarem a ocupação de nichos de outras espécies nativas (Rebouças Filho *et al.*, 2021). Dado que, detém altas taxas de crescimento e alta produção de biomassa (Luizza *et al.*, 2016; Nogueira *et al.*, 2019) e serem tolerantes a salinidade (Araújo *et al.*, 2019). Por conseguinte, é necessário o estabelecimento de medidas de controle mecânico ou de métodos biológicos, como por exemplo o uso de fungos especialistas na espécie (Seier *et al.*, 2023).

**Figura 11.** Número de indivíduos por espécies em diferentes níveis de conservação em Restingas de Parnaíba, Luís Correias e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.



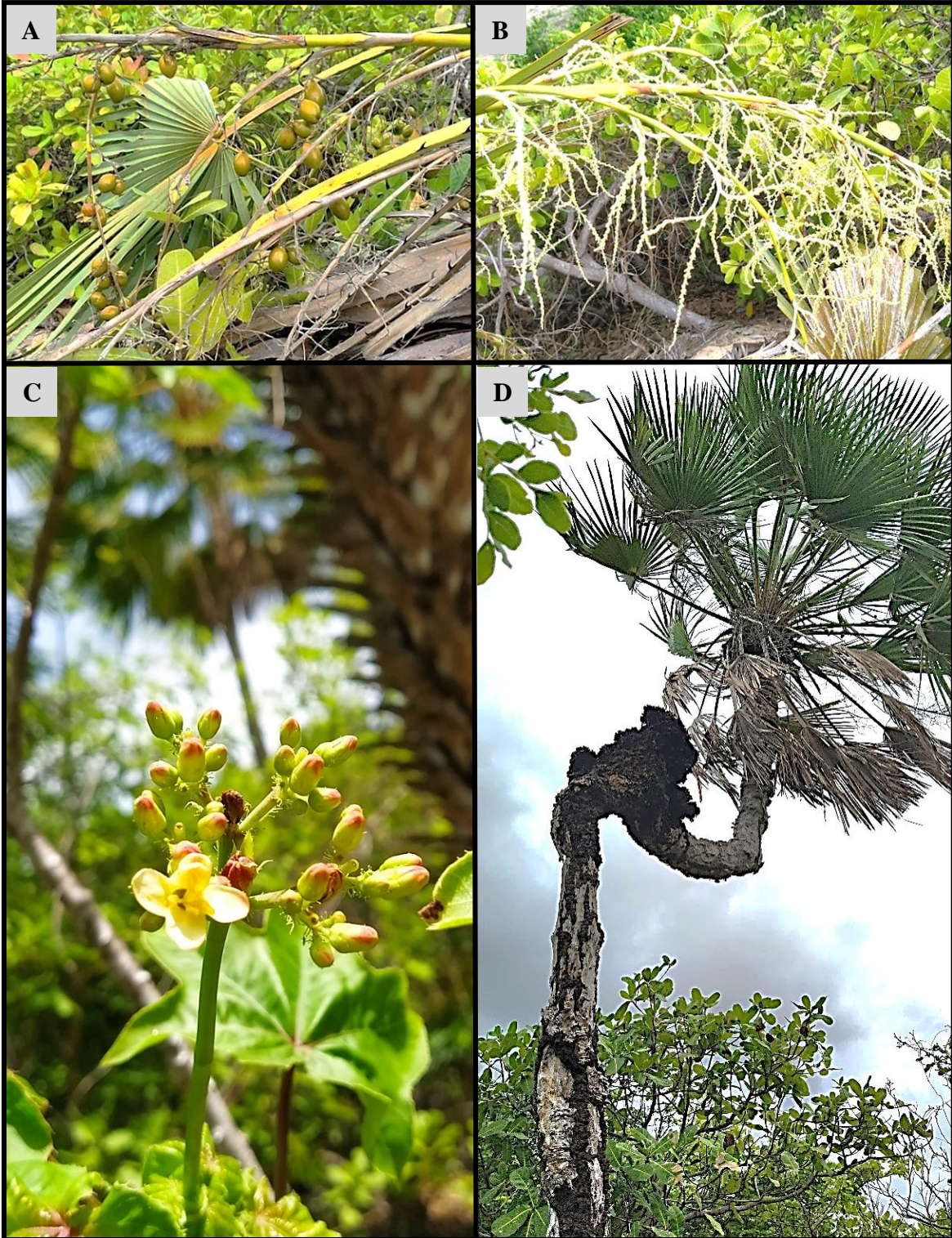
*Anacardium occidentale* L. foi a espécie com o maior número de ocorrências e maior densidade entre as três áreas de estudo na restinga predominando em restingas perturbadas e distantes do mar (Figura 11; Figura 12), sendo considerada uma espécie pioneira e facilitadoras em restingas (Santos-Filho *et al.*, 2010; Zickel *et al.*, 2015). Sua representatividade, sobretudo em restingas, já foi relatada por numerosas pesquisas no litoral do Norte e Nordeste do Brasil: Pará (Quaresma; Jardim, 2017), Maranhão (Carvalho *et al.*, 2020; Correia *et al.*, 2020; Guterres *et al.*, 2020; Almeida Jr.; Correia; Santos-Filho, 2020; Belfort; Nascimento; Almeida Jr., 2021; Pires; Nascimento e Almeida Jr., 2021), Sergipe (Oliveira *et al.*, 2023) e Piauí (Santos-Filho *et al.*, 2010; Santos-Filho *et al.*, 2015; Souza; Mayo; Andrade, 2021) sua importância fitoecológica está associada a sua capacidade de facilitação no desenvolvimento de outras espécies e tendo alta capacidade de dominância e estabilização dunar (Santos-Filho *et al.*, 2010; Souza; Mayo; Andrade, 2021; Andrade *et al.*, 2019), nessa espécie destacam-se os SE de provisão e culturais associados a alimentação e comércio do pedúnculo e amêndoa.

**Figura 12.** Número de indivíduos vegetais por distribuição espacial em restinga: restingas ecotonais, restingas distantes do mar, restingas próximas ao mar.



*Jatropha mollissima* (Pohl) Bail. (Figura 13), representa o terceiro maior número de indivíduos inventariados. *J. mollissima* ainda que detenha uma densidade relativa de 15% ela tem características vegetativas típicas de vegetações primárias resistentes a perturbações antrópicas, além de mecanismos de regulação de transpiração como a cera epicuticular, presença de tricomas e parênquima aquífero no caule (Figueiredo *et al.*, 2015; Souza, 2020) que facilitam em sua resistência às condições ambientais de escassez. A espécie é uma importante fornecedora de SE de provisão regulação e manutenção e ocupou predominantemente restingas conservadas distantes do mar, denota-se que esse comportamento pode estar associado a incisão de impactos antrópicos em zonas interiores que, favorecem sobretudo, a permanência e insurgência de espécies primárias tolerantes.

**Figura 13.** Ocorrência de *Jatropha mollissima* (Pohl) Bail. e *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore em restinga em Luís Correia, Piauí, Brasil. A) Frutos ovoides (*C. prunifera*), B) Inflorescências interfoliares ramificada (*C. prunifera*), C) Flores amarelada/vemelho (*J. mollissima*). D) Aspecto geral *C. prunifera* com folhas flabeliformes cerosas.



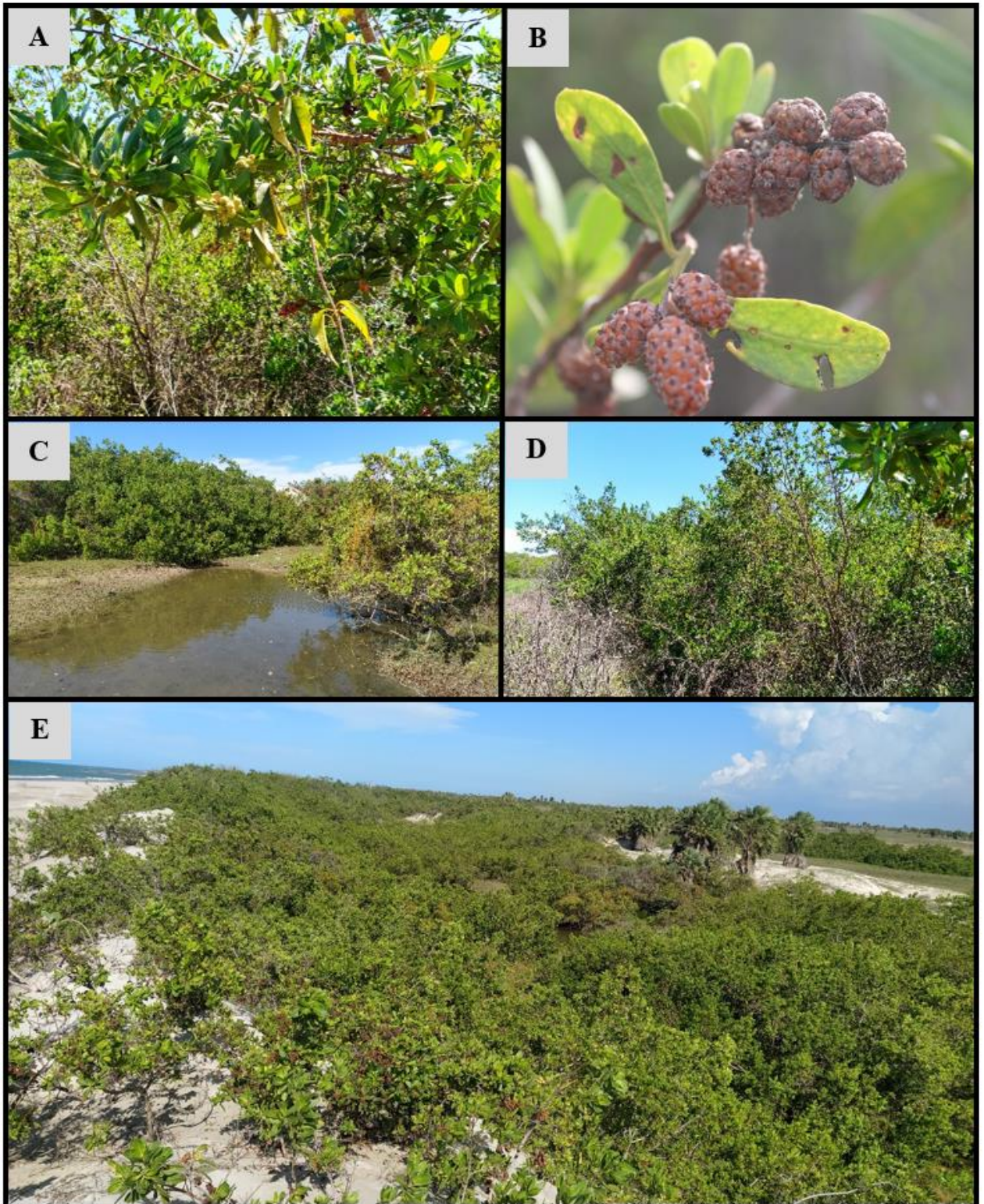
As famílias Moraceae, Combretaceae e Rubiaceae e representaram aquelas com média dominância, ou seja, com índices de valor de cobertura em torno de 10 a 15% das áreas. *Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steud (Moraceae) apresentou uma dominância de 14,7% e detém grande número de ocorrências confirmadas no Brasil (Pederneiras, 2023), em geral, a família Moraceae e o gênero *Maclura* sp. é amplamente distribuída em todo o mundo (Sainz-Hernandez *et al.*, 2023; Garcia-Cox *et al.*, 2023). *M. tinctoria* não é exceção, sendo explorada pelos seus diversos usos tradicionais e compostos químicos extraídos pela indústria (Coldebella *et al.*, 2021; Pires *et al.*, 2021).

Assim como *M. tinctoria*, os espécimes de *Conocarpus erectus* L. (Combretaceae) também apresentam excelentes fitoquímicos, sobretudo alopático e fitotóxico, potencial benéfico no controle biológico de ervas daninhas (Alsharekh *et al.*, 2022) e representa uma importante bioacumuladora de metais (Rehman *et al.*, 2023). *C. erectus* é uma espécie arbórea/arbustiva associada ao manguezal com alta plasticidade fenotípica (Ochoa-Gomez *et al.*, 2021) que lhe permite ocupar diferentes fitofisionomias costeiras. No litoral piauiense sua ocupação acontece desde a margem de manguezais, restingas e ecótonos até monodominâncias ao entorno de lagos costeiros em restingas (Figura 14).

*Guettarda platypoda* DC. (Rubiaceae) é um arbusto pioneiro distribuído no litoral do Brasil e é conhecida popularmente como angélica (Lima *et al.*, 2010). Assim como *Monteverdia distichophylla* (Mart. ex Reissek) Biral (Celastraceae) é uma espécie endêmica do Brasil com sua maior ocorrência em estados do Nordeste e é típica da vegetação de restinga e de florestas ombrófilas densas.

Em contraponto, o menor número de indivíduos concentrou-se em espécies do gênero Sapotaceae (*Manilkara salzmannii* (A.DC.) H.J. Lam) e Rutaceae (*Zanthoxylum petiolare* A.St.-Hil. & Tul.). *M. salzmannii* é endêmica do Brasil e encontrada naturalmente em ambientes de restinga. Almeida Jr *et al.*, (2011) em estudo desenvolvido em uma Reserva Particular do Patrimônio Nacional na cidade de Ipojuca, Pernambuco, apontaram *M. salzmannii* como a espécie com maior valor de importância, detendo valores de diâmetro e altura mais elevados, quando comparados com presente estudo. Zickel *et al.*, (2015) corroborando com Almeida Jr. *et al.*, (2011), em um levantamento realizado em restinga na APA de Guardalupe, Pernambuco, apontaram não só *M. salzmannii* como um dos indivíduos a apresentarem maior valor de importância, como sendo parte das espécies dominantes e detendo diâmetros superiores a 60 cm.

**Figura 14.** Ocorrência de *Conocarpus erectus* L em ecótono mangue-restinga e restinga em Luís Correia e Parnaíba, Piauí, Brasil. A) Aspecto geral do indivíduo, B) Infrutescências globosas/elipsoides maduras, C) Monodominância de *C. erectus* em lago costeiro, D) Domínio de *C. erectus* margeando ecótono mangue-restinga, E) Domínio de *C. erectus* em dunas.



Fotos: Autor, 2023

O comportamento fenológico de *M. salzmanii* apresentados por Zickel *et al.* (2015) e Almeida Jr *et al.* (2011) em duas diferentes restingas em Unidades de Conservação difere significativamente do presente estudo, em que, *M. salzmanii* enquadrrou-se como um dos espécimes de menor valor de importância, número de indivíduos e diâmetro. O único indivíduo identificado ocupa área ecotonal conservada. Entretanto, o comportamento fenológico observado, ainda que em ambiente conservado, pode estar associado às condições edáficas desfavoráveis e as intensas pressões humanas nos ecossistemas de restinga, majoritariamente impactados no corrente estudo, em ambientes ecotonais.

Por fim, *Zanthoxylum petiolare* A.St.-Hil. & Tul. (Rutaceae) uma espécie típica de ambientes de Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (Pirani; Groppo, 2022), ocorrendo em restinga no presente estudo. Sua presença foi restrita a parcela disposta mais distante do mar, registrada em uma área de solo arenoso com altitude de sete metros em relação do nível do mar, sendo a primeira ocorrência da espécie no estado do Piauí e a segunda ocorrência do gênero *Zanthoxylum* no município de Luís Correia (Farias *et al.*, 2020).

*Zanthoxylum petiolare* A.St.-Hil. & Tul. também já foi apontada com uma diversidade de usos medicinais no tratamento de processos inflamatórios (Saraiva-Filho *et al.*, 2020) com grande presença de terpenos e flavonoides em sua estrutura (Mutinda *et al.*, 2023). As ocorrências de *Z. petiolare* em baixas altitudes é recente e pouco registrada no Brasil conforme aponta o Sistema de Informação sobre Biodiversidade Brasileira (SIBBr), 72,2% das ocorrências com elevação registrada estão entre 251-100 m, enquanto apenas 11,1% estão em áreas <60 m. A ampla variabilidade da espécie pode auxiliar na sua conservação e monitoramento.

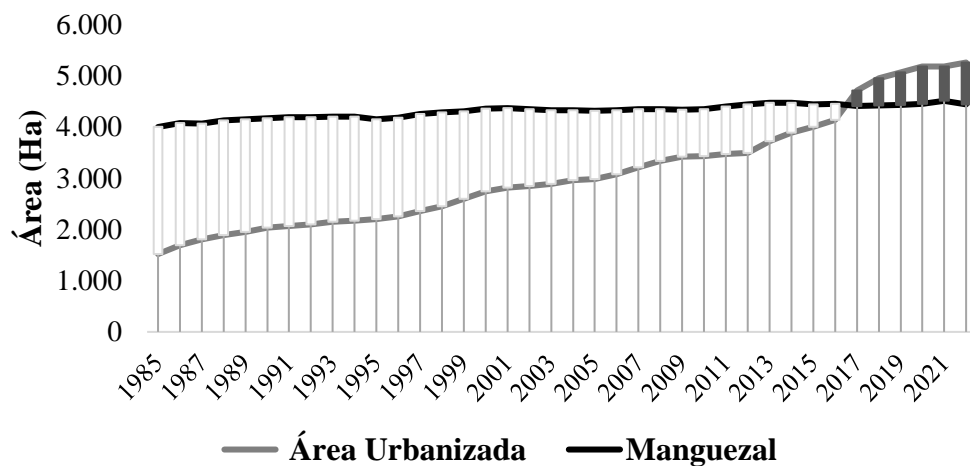
### ***FPEIR - Forças motrizes***

As principais forças motrizes de pressões e impactos identificadas nas áreas de manguezais foram a urbanização, comércio, a atividade aquícola/carcinicultura e o turismo e transporte. Estas importantes forças motrizes são, em maioria, atividades sujeitas ao licenciamento ambiental devido ao potencial impactante. Vale destacar que, as pressões identificadas nas áreas de manguezais não são exclusivas as áreas de estudo, como em diferentes regiões do Brasil, como em Amarração dos Búzios, estado do Rio de Janeiro (Araujo *et al.*, 2021), Zona Costeira Paraense, estado do Pará (Abreu *et al.*, 2020; Costa, 2021).

Essas forças motrizes (urbanização, comércio, a atividade aquícola/carcinicultura e o turismo e transporte) não são apontadas apenas no Brasil, como nas Filipinas (Quevedo; Uchiyama; Kohsaka, 2021), no Paquistão (Yousafzai *et al.*, 2022), em Bangladesh (Ahmed *et al.*, 2021), no Caribe mexicano (Sánchez-Quinto *et al.*, 2019) e na América Latina e Caribe (Lacerda; Borges; Ferreira, 2019). Todos possuem zonas costeiras sob impacto antrópico em diferentes níveis e fontes, amplamente urbanizadas e procuradas turisticamente (Ruiz-Ramirez; Euán-Ávila; Rivera-Monroy, 2019; Ahmad, 2019; Navarro-Drazich, 2020; Muñoz, 2020; Song *et al.*, 2021; Gómez *et al.*, 2022).

Segundo dados fornecidos pelo MapBiomias (2023), as áreas urbanas apresentaram um crescimento contínuo ao longo do tempo (Figura 15) ao tempo que as áreas de manguezais apresentam leves oscilações de cobertura ao longo do intervalo (1985-2022), o ponto de intersecção de crescimento acontece no ano de 2017 com um crescimento de 13,8% (573ha) em relação ao ano anterior à medida que as áreas de mangue têm redução de 0,83% (37ha). As áreas de manguezais perturbados foram majoritariamente expostas à urbanização intensa e direta, apresentando grandes obras condominiais, atualmente, com pouco mais e 50 m da borda da vegetação, fator que não difere de áreas de manguezais conservados ainda que expostas às mesmas pressões indiretamente, dado que, ainda que apresentassem ocupações humanas adjacentes suas pressões não alcançavam o interior de áreas densas.

**Figura 15.** Variação temporal de usos da terra de áreas urbanas e manguezais nos municípios de Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil (1985-2022)



Fonte: Adaptado, MapBiomias (2023)

Para a Restinga, alvos de constante ocupação, sobretudo do mercado imobiliário e

pastagem de animais. Vale destacar que ambos ecossistemas são denominados Áreas de Preservação Permanente e continuam sobrepostos por Unidade de Conservação Federal. As restingas são vegetações negligenciadas em pesquisas que envolvem os ecossistemas costeiros e avaliações de impactos ambientais, essas com enfoque nas formações geomorfológicas na qual estão assentadas como as dunas (Galvão *et al.*, 2018; Queiroz; Meireles, 2022). Diferentemente do manguezal que tem sua ocupação marginal, as restingas são alvos das ocupações humanas em toda sua extensão, especialmente pelo setor residencial (Queiroz; Meireles, 2022).

A carcinicultura, por sua vez, é um importante força motriz de inúmeras pressões indiretas e está em pleno crescimento no litoral do Piauí, especialmente, após o estabelecimento do Novo Código Florestal em 2012 no qual promoveu a flexibilização da ocupação de apicuns. Lacerda, Borges e Ferreira (2019) apontam que aproximadamente 600.000 ha de salinas estão disponíveis para conversão em outros usos após o Novo Código. Conforme o Censo de Carcinicultura (Rocha *et al.*, 2022) 93,33% das fazendas de camarão do estado do Piauí possuem licença ambiental, contudo a ocupação de áreas de apicuns limítrofes ou inseridos em manguezais, é impulsionador da perda, especialmente, de áreas de mangue (Goldberg *et al.*, 2020; Hagger *et al.*, 2022).

A carcinicultura não representa significativa força motriz de pressões em áreas de restinga, isso ocorre devido sua ocupação ser preferível em apicuns e manguezais em razão da movimentação da maré. Por outro lado, a circulação veicular sob influência de atividades turísticas e extrativistas são forças motrizes imprescindíveis de serem levantadas. O turismo representa um importante força motriz de pressões e geração de impactos ambientais de diferentes naturezas, tanto atividades diretas como a circulação *off-road* (Hogan; Brown, 2020; Ploughe; Fraser, 2022), quanto indiretas, visto que os ambientes naturais de restinga e praias são matéria-prima do turismo fato que recorre em impactos ambientais (Putrick; Perinotto, 2022). Não obstante, as organizações turísticas no litoral piauiense têm pouca ou nenhuma sinergia tanto ao nível municipal, quanto estadual (Putrick; Perinotto, 2022).

O turismo representa não apenas uma força motriz pujante em ambientes costeiros como também oportuniza outros agentes de força como o transporte e o comércio (Santos; Pereira, 2020; Antequera *et al.*, 2021). A transversalidade da cadeia de transporte e sua sinergia com outras forças motrizes favorecem a disseminação de pressões e impactos ambientais cumulativos. As áreas de manguezais e restingas avaliadas detêm acessos facilitados margeando

rodovias federais, estaduais e estradas rurais de acesso a fazendas carcinícolas. A fragmentação destes *habitats* promove efeitos de borda severos (Vieira; Oliveira; Almeida, 2023; Souza; Silva; Costa, 2023) mesmo em áreas protegidas. A ausência de zonas de amortecimento em Áreas de Proteção Ambiental é um agente facilitador de forças motrizes, como o transporte.

O comércio no litoral do Piauí é uma importante força motriz econômica e de pressões e impactos ambientais que têm a pecuária leiteira, pesca, o artesanato e a cadeia turística como principais agentes de geração de renda e de movimentação econômica (Braga; Guzzi, 2021). Ainda que sejam importantes motores econômicos estaduais do Produto Interno Bruto, não há organização socioeconômica dessas atividades de maneira integrada tão pouca coordenação, fator que favorece a fragmentação de territórios (Braga; Guzzi, 2021). Outrossim, está o uso de recursos naturais para o desenvolvimento de atividades econômicas e comerciais, como a utilização de territórios para pastejo animal, ocupação de áreas protegidas e uso de plantas no comércio local (Santos *et al.*, 2019).

### ***FPEIR - Pressões***

As principais pressões foram os resíduos sólidos, perda de *habitats* costeiros, caça e pesca e fluxo sedimentar. A disposição de resíduos sólidos, especialmente plásticos, foi recorrente em todas as áreas de manguezais e restingas, ressalta-se a presença mais frequente em áreas em parcelas marginais e ecotonais, particularmente, por estarem situadas em regiões de borda facilitando a entrada de resíduos. Influenciado, sobretudo, por uma economia típica de zonas litorâneas, o litoral do piauí, é marcado por usos turísticos e de lazer (Borges, 2022) que acarretam consigo o crescimento urbano (Borges, 2022) e a redução de *habitats*.

Em áreas perturbadas de restingas foram identificadas a presença de numerosas injúrias mecânicas resultado do extrativismo de *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore, focos de queimadas. O intenso pisoteio antrópico de rizóforos em manguezais em detrimento da busca de recursos pesqueiros e crustáceos, sobretudo em parcelas ecotonais. Estas áreas são de extrema importância para as comunidades locais no fornecimento de recursos (Treviño, 2022; Silva-Júnior; Nicacio; Rodrigues, 2020), e essas podem ser importantes agentes de restauração de manguezais (Camacho *et al.*, 2020) (Figura 16).

**Figura 16.** Atividades extrativistas em manguezais em Parnaíba, Piauí, Brasil.



Fotos: Autor, 2023.

Em áreas de manguezais conservados foi visualizado menor presença de resíduos sólidos e baixíssimo pisoteio de rizóforos. Contudo, detinham como maiores pressões a coleta de bivalves por comunidades rurais e atividades recreativas com veículos, esse resultado do grande fluxo da rede turística e de transporte limítrofe às áreas de manguezais, aproximadamente 350 m. Em contraste, em restingas conservadas foram registrados focos de queimadas e injúrias em 33% das áreas, conforme o levantamento feito pelo roteiro observacional, além da presença de espécie invasora. Ressalta-se que todas as pressões antrópicas levantadas estão moduladas por diferentes fluxos energéticos naturais de ventos, variação de nível da maré, deposição e carreamento sedimentar e temperatura.

### ***FPEIR - Estado***

As áreas de manguezais apresentaram índice de diversidade de Shannon-Wiener de 1,28 com uma equabilidade de Pielou de 0,92. Valores superiores aos encontrados em manguezais não conservados em outros países, como na Indonésia ( $H'$  1,01;  $J$  0,47) (Usmadi *et al.*, 2022) e na Índia ( $H'$  1,20) (Devi; Pathak, 2016), no contexto brasileiro também obtiveram valores superiores, como registrados em manguezais próximos a área estudo na RESEX do Delta do Parnaíba ( $H'$  0,628) (Meireles *et al.*, 2021) e manguezais interiores no Rio de Janeiro, Brasil ( $H'$  1,17)(Faro *et al.*, 2023). Entretanto, quando comparados com manguezais em zonas conservadas sua diversidade mostra-se inferior (Kripa *et al.*, 2020).

Os manguezais em áreas perturbadas apresentaram uma maior diversidade de espécies, contudo apresentaram piores graus de fitossanidade, com apenas 47% de árvores classificadas como boas. Apesar disso, fornecem uma série de serviços ecossistêmicos de provisão que estão sob diferentes pressões antropogênicas. Em contraponto, os manguezais em áreas conservadas apresentaram uma menor diversidade de espécies, todavia representaram melhores condições fitossanitárias, com 97,7% das espécies classificadas como boas e valores estruturais mais elevados. Destacaram-se no fornecimento de serviços de regulação, manutenção e culturais.

Os manguezais em zonas perturbadas não apenas representam aqueles com estado menos conservado, como também, detém a características bióticas e forças motrizes incidentes que crescem em sensibilidade. Tal fato favorece o avanço de impactos nos serviços ecossistêmicos fornecidos por esse ecossistema, acima de tudo, os de manutenção e regulação. A incidência de pressões em tais serviços reduzem a resiliência ambiental do ecossistema, dado que, os serviços essenciais a sua própria sustentação não estão sendo ofertados à população humana, tão pouco disponíveis às comunidades animais e vegetais dependentes.

Não obstante, em manguezais conservados não foram encontradas injúrias mecânicas antrópicas além da oferta em serviços de manutenção e regulação, garantindo a reprodução de espécies endêmicas e manutenção dos ciclos biogeoquímicos dependentes. Contudo, em detrimento da oferta de serviços culturais, como a recreação em áreas próximas, favorecem a compactação do solo em pontos pouco inundáveis e erosão em áreas inundáveis.

As áreas de restinga apresentaram índice  $H'$  de 2,59 e equabilidade de  $J'$  0,85. O valor da diversidade de Shannon ( $H'$ ) foi o menor quando comparado com outros estudos no Brasil, no estado de Pernambuco (Zickel *et al.*, 2015), Maranhão (Serra; Almeida Jr., 2021; Almeida Jr.; Correia; Santos-Filho, 2020), Bahia (Santos *et al.*, 2022) e Santa Catarina (Schilickmann *et al.*, 2019), estando superior apenas quando comparado com fragmento ecotonal em recuperação (Belfort; Nascimento; Almeida Jr., 2021) e com outras áreas com pouca perturbação humana no litoral do Piauí (Santos-Filho *et al.*, 2013) com valor de equabilidade dentro da média nos mesmos estudos apresentados.

As restingas perturbadas apresentaram sinais de exploração antrópica, com 29,3% dos indivíduos vegetais enquadrarem-se na classe satisfatória, ou seja, aquelas que detém vigores médios, apresentando pequenos danos físicos, pequenos problemas de pragas e doenças. Ao passo que, em áreas conservadas, apenas 12,29% estão classificadas com satisfatórias. Os

serviços de provisão foram os mais presentes nas áreas em estudo, seguidos dos serviços de regulação e manutenção. Dentre os serviços de manutenção e regulação, Scarano e Ceotto (2015) apontam que a retenção de sedimentos e a proteção contra a subida do nível do mar e marés são essenciais, especialmente, no presente cenário de mudanças climáticas.

As restingas interagem como agentes de redução dos impactos das mudanças climáticas ao tempo que são alvos dessas mudanças. Atrelado a isso, Inague, Zwiener e Marques (2021) apontam uma redução crítica na biodiversidade de plantas lenhosas da restinga até 2050 com grandes potenciais de heterogeneização taxonômica e homogeneização funcional. Esse fenômeno desfavorece a oferta de serviços de provisão, uma vez que alterações na riqueza de espécies afetam a deposição de serrapilheira, por exemplo (Silva *et al.*, 2020). As restingas apresentam suporte a biodiversidade com presença de ninho de aves e vespas nativas. Em áreas de restingas perturbadas foram registrados vestígios de atividade de produção de carvão vegetal a partir da biomassa.

### ***FPEIR - Impacto***

Os principais impactos versaram sobre a poluição costeira, o declínio da biodiversidade vegetal, as mudanças nas funções e serviços ecossistêmicos, a emissão de gases de efeito estufa, e as pressões socioambientais à diversidade. O declínio da diversidade de espécies em manguezais foi observado em todas as áreas perturbadas, ainda que houvesse indivíduos vigorosos. A presença de injúrias e o pisoteio recorrente do sistema radicular e de plântulas dos indivíduos, retarda a resiliência ambiental das espécies e desfavorece a manutenção e fornecimento de serviços ecossistêmicos. Além de inviabilizar o desenvolvimento vigoroso de indivíduos vegetais sensíveis a perturbações.

A ocupação em áreas limítrofes ao mangue também representou impactos significativos nas áreas de mangue, facilitando o acesso antrópico às áreas e rápida mobilização de resíduos. O carreamento de resíduos advindos do continente, sobretudo das ocupações humanas decorrentes da urbanização nas imediações da área de estudo, promovem impactos severos aos indivíduos florestais e às espécies animais que delas dependem. Foram evidentes alterações nas funções e serviços ecossistêmicos em áreas de manguezais perturbados, sobretudo, em parcelas ecotonais, especialmente em detrimento do uso do fogo, haja vista que espécies assimiladoras de carbono na biomassa viva, quando queimadas, converteram-se em fontes de carbono atmosférico. Outrossim, a partir do roteiro observacional, foram visualizados baixo

número de crustáceos bioturbadores adultos e respectivas galerias no solo, além da ausência de formações calcias e gastrópodes.

A geração de impactos no componente vegetação em áreas de manguezais perturbados promoveu uma redução tanto na oferta de serviços ecossistêmicos diretamente benéficos ao ser humano (como os recursos pesqueiros, crustáceos e espécies vegetais de uso tradicional), quanto aqueles indiretamente benéficos, como a manutenção do fluxo sedimentar e do ciclo hidrológico. Em contraste, áreas de manguezais conservados apresentaram impactos significativos, sobretudo em serviços ecossistêmicos indiretamente benéficos, ao tempo que abrigavam uma gama de serviços de provisão.

Em áreas de restingas perturbadas, a extração de recursos vegetais, fontes de renda, como a Carnaúba, e a deposição de resíduos foram os impactos mais evidentes. A redução na diversidade e a presença de espécies invasoras evidenciam o desequilíbrio ecossistêmico desses ambientes. Em áreas de restingas conservadas não é diferente, apresentando também o extrativismo da Carnaúba. Contudo, as demais espécies, em sua maioria, não apresentaram sinais de extração.

O uso do fogo representou um dos impactos mais evidentes nas áreas de restingas perturbadas, em resposta fenológica estas áreas detiveram grande número de espécies primárias e amplamente distribuídas (*Conocarpus erectus* L., *Jatropha mollissima* (Pohl) Bail.), ao tempo que, em áreas conservadas houve um número maior de indivíduos arbóreos e endêmicos. Os impactos na vegetação de restinga favoreceram a redução e inviabilizam a oferta de serviços de regulação e manutenção, reduzindo a diversidade de espécies, provocando alterações na deposição de serrapilheira e no depósito de sementes sob o solo. Os serviços de provisão foram criticamente afetados, especialmente em restingas perturbadas, reduzindo a abundância de serviços diretamente benéficos aos seres humano, a redução nesses serviços acontece em detrimento da superexploração vegetal.

O levantamento dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela vegetação apontou 19 diferentes serviços ecossistêmicos. A matriz de tendência (Figura 17) apresentou um comportamento inversamente proporcional entre de abundância e tendência, com 55% dos serviços como sendo de média-baixa e baixa abundância, enquanto 52,5% apresentam tendência de queda. Nossos achados apontam que, nas áreas em estudo, à medida que se aumenta abundância em serviços ecossistêmicos, aumenta-se a tendência de queda desse

serviço, influenciado pelo aumento da sua exploração.

**Figura 17.** Matriz de abundância e tendência de serviços ecossistêmicos fornecidos pelo componente vegetação em manguezais e restingas em Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.

CLASSE	SERVIÇO ECOSISTÊMICO	TENDÊNCIA			
		RP	RC	MP	MC
PROVISÃO	Crustáceos e Recursos Pesqueiros	↓	↘	↑	↗
	Materiais Genéticos	↓	↘	↘	↘
	Recursos Madeireiros	↓	↘	↓	↑
	Recursos vegetais comerciais	↓	↘	↓	↘
	Habitats para espécies aquáticas	⊘	⊘	↓	↓
	Habitats para espécies terrestres	↘	↘	↓	↓
	Alimentação animal	↘	↗	↓	↗
REGULAÇÃO E MANUTENÇÃO	Controle da Inundação	↘	↗	↘	↑
	Estoque de carbono (biomassa)	↓	↗	↓	↑
	Proteção costeira (barreira)	↘	↗	↓	↑
	Bioassimilação de nutrientes	↗	↗	↘	↑
	Estabilização do solo (controle de perda)	↗	↑	↘	↗
	Regulação de escoamento	↓	↓	↘	↘
	Proteção contra tempestades	↗	↑	↘	↑
	Proteção costeira a ressacas	↘	↑	↘	↗
CULTURAIS	Recreação	↓	↓	↘	↗
	Científico	↗	↗	↗	↗
	Estético	↘	↘	↘	↗
	Potencial uso medicinal local	↑	↑	↘	↓

↓	Em queda
↘	Tendência de queda
↑	Em alta
↗	Tendência de alta
⊘	Não observado

	Alta abundância
	Média-alta abundância
	Média-baixa abundância
	Baixa abundância

RC	Restinga Conservada
RP	Restinga Perturbada
MP	Manguezal Perturbado
MC	Manguezal Conservado

As áreas de restinga apresentaram tendência de queda e queda em 65% dos serviços ecossistêmicos levantados, enquanto em manguezais esse número cai em 7% com 59% dos serviços nesta mesma classe. Todavia, 62% dos serviços fornecidos por restingas estão nas classes alta e média alta, em abundância para os manguezais esses valores caem para 44%. Nas áreas em estudo, ao passo que se crescia a abundância de serviços ecossistêmicos promovidos pela vegetação em restingas aumentava-se a tendência de queda e a queda nos serviços, esse comportamento acontece em resposta a exploração direta, sobretudo, do componente vegetacional da restinga, fenômeno que não ocorre com tanta força na vegetação de mangue.

As restingas apresentam riqueza de espécies muito superiores aos manguezais e muitas de suas espécies são apontadas em diferentes usos, ornamentais (Fernandes *et al.*, 2023), medicinais (Sindeaux *et al.*, 2022), comerciais (Moreira, 2022) fato que as fazem alvos mais vislumbrados pelas comunidades e populações costeiras. Os manguezais, por sua vez, detém uma exploração de recursos vegetais, como a utilização de partes vegetais como recurso madeireiro e medicinal (Asante *et al.*, 2023; Sadeer; Zengin; Mahomoodally, 2023), entretanto, em detrimento da baixa riqueza de espécies seus usos são reduzidos e limitados a espécies com maior diversidade e usos conhecidos.

Os serviços ecossistêmicos fornecidos por restingas e manguezais foram similares em benefícios humanos, ainda que, detenham tendência e abundância distintas. Vale salientar que os serviços ecossistêmicos fornecidos por manguezais são mais difundidos academicamente, quando comparado aos ecossistemas de restinga, porém mesmo que as restingas promovam diversos serviços ecossistêmicos às comunidades humanas, em detrimento do baixo carisma dado aos indivíduos vegetais ou do sufocamento em detrimento do avanço mercantilista, os serviços são negligenciados.

Reiteramos a necessidade de considerar em levantamentos de serviços ecossistêmicos não apenas a oferta do serviço, como o comportamento diante dos impactos sofridos por esses ecossistemas. Contrariando o conceito apontado e anteriormente citado por Miller; Spoolman (2021), que considera serviços ecossistêmicos aqueles produzidos apenas por ecossistemas saudáveis, apresentamos serviços ecossistêmicos fornecidos por ecossistemas perturbados, apontando que, apenas a presença do serviço não representa qualidade ambiental, sendo mais representativo o entendimento da abundância do serviço fornecido e a tendência deste diante dos impactos.

## ***Respostas***

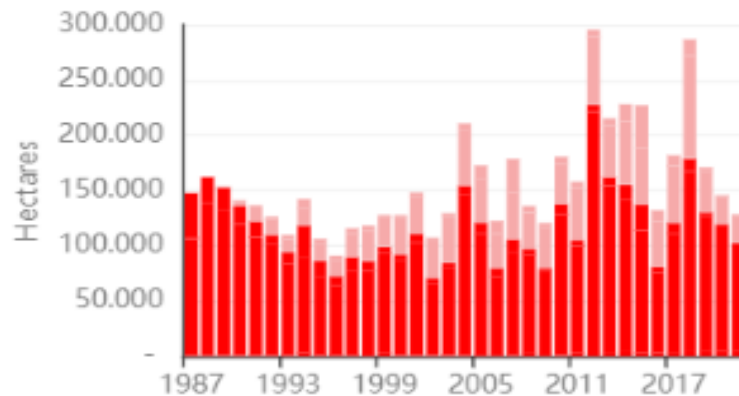
Uma das principais ferramentas de resposta aos impactos ambientais gerados na zona costeira foram apontados desde 1988, através da Política Nacional de Gerenciamento Costeiro, essa estabelece o zoneamento de usos e atividades, priorizando a preservação (Brasil, 1988). Contudo, tal pressuposto legal não exige o estabelecimento de Planos Estaduais e Municipais de Gerenciamento Costeiro, sendo, inclusive, destacado na própria legislação.

No litoral piauiense, o estabelecimento de diretrizes de ordenamento e zoneamento do território, em sua maioria, estão sob responsabilidade, não exclusiva, de autarquias federais executoras como IBAMA e ICMBIO, a partir dos planos de manejo das duas unidades de conservação inseridas em território costeiro piauiense (Castro *et al.*, 2020). Todavia, o estabelecimento do zoneamento e de diretrizes de uso da terra em detrimento da UC não deve ser impeditivo do estabelecimento de políticas de gestão territorial que garantam a preservação da vegetação e dos seus serviços em âmbito municipal.

Por conseguinte, dissemina-se no litoral do Piauí inúmeras atividades antrópicas promotoras de severos impactos ambientais, especialmente na vegetação. A ausência de políticas de gestão ambiental territorial e do próprio Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro (ZEE-C) é um dos agentes incisivos na expansão e permanência de atividades exploratórias em ambientes sensíveis protegidos. Nicolodi *et al.* (2021) em um amplo levantamento de lacunas na implementação de ZEE-C nos estados costeiros do Brasil, apontaram o Piauí como o único dos 17 estados costeiros, que não forneceram informações necessárias para avaliação.

Denota-se que, a ausência dos achados de Nicolodi *et al.* (2021) para o estado do Piauí é resultado da negligência dada as políticas ambientais estaduais ocorrentes nos últimos anos no Estado que ainda são incapazes de frear ou reduzir o desmatamento, como resultado, ocupa a 8º posição no ranking de Estados que mais desmatam no Brasil em 2022 e o aumento gradual na taxa de desmatamento (Azevedo *et al.*, 2023) (Figura 18).

**Figura 18.** Hectares de vegetação desmatada no estado do Piauí (1987 a 2022)



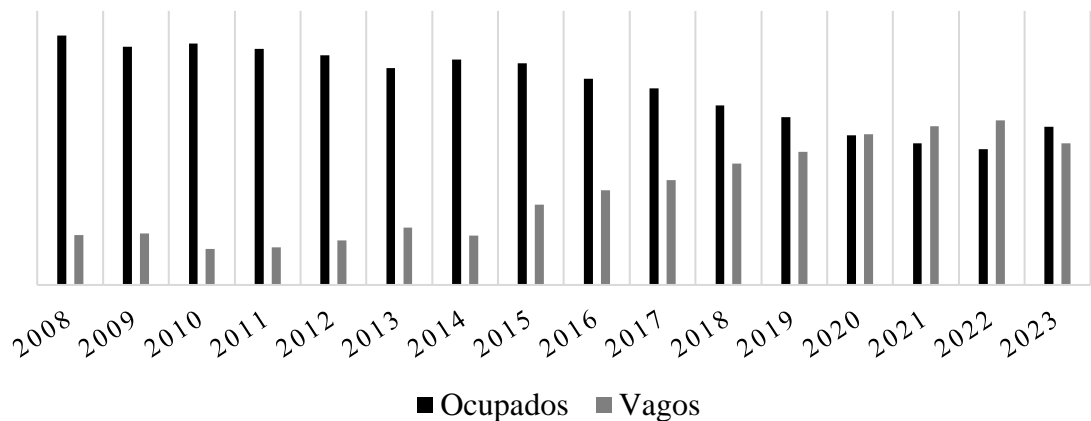
**Fonte:** MapBiomias, 2023.

Os impactos gerados pela ausência de políticas de ordenamento territorial atingem drasticamente o componente vegetativo, estes, por sua vez, detêm um caráter bioindicador, especialmente em virtude de sua sensibilidade e plasticidade fenotípica. Nessa perspectiva o plano de manejo da APA Delta do Parnaíba (Castro *et al.*, 2020) aponta resultados promissores na preservação de ambientes vegetativos no limite da UC, especialmente manguezais, por outro lado, não são levantados impactos ambientais indiretos e sinérgicos advindos de áreas limítrofes aos ambientes. A ausência no levantamento desses impactos auxilia na degradação lenta e gradual do ambiente que sofre com impactos externos.

A ocupação de territórios por atividades exploratórias em zonas de preservação permanente e zonas de uso restrito ainda são visíveis na área de estudo, tanto em restingas (pastoreio animal), quanto em manguezais (carcinicultura). Em contraponto, no Brasil, medidas de fiscalização ambiental operam de modo desconectado (Oliveira; Silva; Oliveira Jr., 2020) e sua principal autarquia de execução das atividades fiscalizadoras, o IBAMA, sofre com redução gradual de sua estrutura ao longo do tempo, sobretudo após 2014 (IBAMA, 2023)<sup>1</sup>(Figura 19), fator que facilita a permanência de ocupação em zonas ambientalmente restritas em ecossistemas sensíveis (Borges, 2022; Barbosa *et al.*, 2022). Além da disseminação de impactos sinérgicos decorrentes da ocupação irregular de territórios, como a disposição inadequada de resíduos sólidos.

<sup>1</sup> O leve aumento no número de cargos ocupados em 2023 ocorreu em detrimento do concurso público autorizado em 2021 com aplicações de provas ocorridas em 2022 e nomeações em 2022 e 2023.

**Figura 19.** Distribuição de cargos vagos e ocupados da carreira de Especialista em Meio Ambiente do IBAMA (2008-2023)



Fonte: Adaptado, IBAMA (2023)

Políticas de gestão de resíduos sólidos urbanos são importantes ferramentas ainda ausentes ou ineficientes no litoral piauiense, dado a abundância de resíduos em todas as parcelas amostrais e em seus entornos. Entretanto, são evidentes a ausência de informações a respeito do monitoramento e gestão de resíduos nas áreas em estudo, tanto em âmbito municipal, quanto pela própria APA Delta do Parnaíba, inclusive em caso de eventos impactantes, como o derramamento de óleo ocorrido em 2020 no litoral do Piauí (Nascimento *et al.*, 2022), causador de numerosos impactos à biodiversidade aos ecossistemas e seus serviços em toda costa do nordeste do Brasil (Magris; Giarrizzo, 2020; Magalhães et al., 2021; Miranda *et al.*, 2022; Melo *et al.*, 2022; Soares; Rabelo, 2023).

Ribeiro *et al.*, (2020) também avaliando impactos advindos do derramamento de óleo no Nordeste do Brasil, apontam uma perda estimada de -0,23% no produto interno bruto do estado do Piauí, em detrimento da sua dependência econômica em pesca e turismo. Nesse sentido, a capacidade de articulação de respostas a passíveis impactos ambientais e planos de intervenção são cruciais na mitigação de impactos diretos aos ecossistemas e aos serviços fornecidos por eles às pessoas e suas economias.

O alcance de respostas aos impactos ambientais costeiros vai além daquelas tomadas em impactos diretos imediatos, cabendo estabelecer políticas locais de gestão ambiental que

configurem organização e controle de forças motrizes essenciais economicamente e insustentáveis localmente, como o turismo. Todavia, ainda são marcas do litoral do Piauí a ausência de políticas públicas de turismo, sobretudo, ecoturismo na APA do Delta do Parnaíba (Silva; Costa; Braga, 2022).

A criação de programas ecoturísticos que considerem a preservação de APPs, conservação de zonas de usos restrito e dos serviços ecossistêmicos fornecidos são essenciais no combate dos impactos em curso e na mitigação de impactos futuros ao capital natural. O componente vegetativo é alvo direto dessa cadeia que, sem o devido planejamento, exige maior crescimento imobiliário e consecutiva supressão vegetal. Vale destacar as oportunidades e potencialidades do litoral na cadeia comercial artesanal, alimentadas pela atividade turística.

A cadeia comercial artesanal movida pela utilização de recursos vegetais da Carnaúba, recentemente (2022), recebeu plano de ação para promoção decente na cadeia produtiva no Piauí através da Ministério Público do Trabalho e da Organização Internacional do Trabalho (Nações Unidas Brasil, 2022), especialmente pelo estado ser um dos maiores produtores do Brasil em produtos provenientes da Carnaúba. Entretanto, a forma de manejo de espécies nas parcelas amostrais é prejudicial à manutenção dos indivíduos, seja pelo corte excessivo ou pelo uso do fogo, e necessitam de cautela na exploração de modo que garantam a perenidade da espécie.

Em última análise, sugerem-se medidas de gestão, ordenamento e planejamento territorial com enfoque na criação do Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro, políticas de gestão de resíduos sólidos em âmbito municipal e de gestão de resíduos a partir da UC APA DPHB, estabelecimento de programas turísticos e ecoturísticos que considerem as potencialidades locais e fortalecimento de manejo resiliente de espécies úteis economicamente.

#### **4. Considerações Finais**

O levantamento fitossociológico identificou 198 indivíduos vegetais em manguezais (78) e restingas (120), distribuídos em 18 famílias botânicas. Nas áreas conservadas de restingas, observou-se maior número e diversidade de indivíduos em comparação com outras áreas. Em manguezais, as áreas perturbadas apresentaram maior diversidade, mas menor número de indivíduos e condições fitossanitárias. Espécies tolerantes a pressões antrópicas dominaram manguezais, enquanto nas restingas predominaram espécies tolerantes à escassez hídrica e radiação solar, como a *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore.

Áreas conservadas mostraram maior diversidade de espécies, maiores valores de diâmetro e altura em manguezais e restingas, embora com características fitossociológicas inferiores a outras restingas no Brasil. As condições fitossanitárias foram melhores em manguezais e piores em restingas, influenciadas por pressões de uso, especialmente em restingas. As principais forças motrizes incluíram urbanização, comércio, atividades aquícolas/carcinicultura, turismo e transporte, gerando pressões como geração de resíduos sólidos e perda de habitats costeiros.

O estado vegetacional revelou injúrias em 33% das áreas, vestígios de uso do fogo e presença de espécies invasoras. As áreas apresentaram valores de diversidade semelhantes aos registrados no Brasil. Identificaram-se 19 serviços ecossistêmicos nas classes de provisão, regulação e manutenção, com manguezais e restingas fornecendo mais serviços, embora ambos tenham sido impactados por atividades humanas a vegetação de restinga foi mais impactada, com a relação oferta-abundância-tendência apresentando um comportamento inversamente proporcional, ou seja, a medida que aumentava a abundância do serviço ecossistêmico, crescia a tendência de queda deste serviço.

Por fim, como respostas apontamos ferramentas e medidas de gestão vigentes (Plano de Manejo da APA DPHB, PNGC) e destacamos a necessidade do estabelecimento de políticas de zoneamento que corroboram com a redução de impactos ambientais, políticas de gestão de resíduos e programas de planejamento turístico, além disso, apontamos fragilidades e negligências estaduais e sugerimos medidas de gestão que axiliem a tomada de decisão.

## 5. Referências

ABREU, W.L.; ROCHA, G. M.; FLORES, M. S. A.; RIBEIRO, E. R. F.; TAMASAUSKAS, C.E.P.; GASS, S.L.B. Zoneamento Geoambiental a partir das Unidades de Conservação: subsídios para a Gestão Integrada da Zona Costeira Paraense – Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.13, n.6, p. 3042-3059, 2020.

AHMAD, H. Bangladesh Coastal Zone Management Status and Future Trends. **Journal of Coastal Zone Management**, v.22, n.1, 2019.

AHMED, A.; MAHMUD, H.; SOHEL, M. S. I. DPSIR framework to analyze anthropogenic factors influence on provisioning and cultural ecosystem services of Sundarbans East Reserve Forest, Bangladesh. **Regional Studies in Marine Science**, v. 48, 2021.

ALMEIDA JR, E.B.; SANTOS-FILHO, F. S.; ARAÚJO, E.L.; ZICKEL, C.S. Structural characterization of the woody plants in restinga of Brazil. **Journal of Ecology and the Natural Environment**. v. 3, pp. 95-103, 2011.

ALMEIDA JÚNIOR, E. B.; CORREIA, B. E. F.; SANTOS-FILHO, F. S. Diversity and

structure of the woody component of a restinga in Alcântara, Maranhão State, Brazil. **Acta Brasiliensis**, v. 4, n. 2, p. 85-90, 2020.

ALSHAREKH, A.; EL-SHEIKH, M.A.; ALATAR, A.A.; ABDEL-SALAM, E.M. Natural Control of Weed Invasions in Hyper-Arid Arable Farms: Allelopathic Potential Effect of *Conocarpus erectus* against Common Weeds and Vegetables. **Agronomy**, v. 12, n. 3, 1 mar. 2022.

ANDRADE, I. M.; NASCIMENTO, J.D.O.; SOUSA, M.V.; SANTOS, J.O.; MAYO, S.J. A morphometric study of the restinga ecotype of *Anacardium occidentale* (Anacardiaceae): wild coastal cashew populations from Piauí, Northeast Brazil. **Feddes Repertorium**, v. 130, n. 2, p. 89–116, 2019.

ARAÚJO, A.C.P.S.; SANTOS, D.S.; LINS-DE-BARROS, F.; HACON, S.S. Linking ecosystem services and human health in coastal urban planning by DPSIWR framework. **Ocean and Coastal Management**, v. 210, 2021.

ASANTE, F.; HUGÉ, J.; ASARE, N.K.; DAHDOUH-GUEBAS, F. Does mangrove vegetation structure reflect human utilization of ecosystem goods and services? **iScience**, v. 26, n. 6, 2023.

ANTEQUERA, P.D.; PACHECO, J.D.; DÍEZ, A.L.; HERREIRA, C.B. Tourism, transport and climate change: The carbon footprint of international air traffic on Islands. **Sustainability**, v. 13, n. 4, p. 1–18, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13041795>

AZEVEDO, T.; ROSA, M.; SHIMBO, J.; DEL LAMA, C.; OLIVEIRA, M.; VALDIONES, A.P.; TEIXEIRA, L.M.S.; COELHO, M. **Relatório anual do desmatamento no Brasil**. Mapbiomas, 2023.

BARBOSA, D.L.S., ALMEIDA, K. S., SOUSA JÚNIOR, E. L., MORAIS, R. C. S., ROCHA, I. L., IWATA, B. F. Vulnerabilidade ambiental da área de proteção ambiental do Delta do Parnaíba. **Brazilian Journal of Development**, v.8, n. 6, 45227-45239. 2022.

BARBOSA, D.L.S., ALMEIDA, K. S., SOUSA JÚNIOR, E. L., IWATA, B. F. Estoques de *Blue Carbon* em manguezais no Delta do Parnaíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.16, n.04, p.1844-1860, 2023.

BELFORT, L.; NASCIMENTO, F. R. F.; ALMEIDA JR., E. B. Distribution and structure of woody species in an ecotonal restinga on the amazon coast of Maranhão state, Brazil. **Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica**, v. 56, n. 4, p. 1–14, 2021.

BENEVIDES, J. A. J.; MAIA, R. C.; SILVA, I. H. C. V. Monitoramento fenológico para avaliação de impacto ambiental em manguezais estuarinos no Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 31, n. 4, p. 1631-1653, 2021. DOI 10.5902/1980509839683. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509839683>.

BORGES, G.K.L. Lazer, turismo e a produção imobiliária no Litoral do Piauí. **Revista Pensar Geografia**. v.6, n.2, p.2527-0540, 2022.

BRAGA, S.S.; GUZZI, A. Organização espacial da atividade turística no litoral piauiense. **Mercator**, Fortaleza, v. 20, 2021.

BRAGA, S.S.; KANITZ, H.G.; PERINOTTO, A.R.C.; GONÇALVES, M.F. A Carnaúba e seus Possíveis usos Turísticos no litoral do Piauí. **Revista de Turismo Contemporâneo**, Natal, v.10, n. 3, p. 516–535, 2022.

BRASIL. Lei N° 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2021.

BRASIL. Lei N° 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 1988.

BORGES, G.K.L. Lazer, turismo e a produção imobiliária no Litoral do Piauí. **Revista Pensar Geografia**, v.6, n.2, p.46-65, 2022.

CAMACHO, L.; GEVAÑA, D.T.; SABINO, L.L.; RUZOL, C.D.; GARCIA, J.E.; CAMACHO, A.C.D.; Oo, T.N.; MAUNG, A.C.; SAXENA, K.G.; LIANG, L.; YIU, E.; TAKEUCHI, K. Sustainable mangrove rehabilitation: Lessons and insights from community-based management in the Philippines and Myanmar. **APN Science Bulletin**, v.10, n.1, p.18-25, 2020.

CABRAL, L. J. R. S.; VALLADARES, G. S. ; PEREIRA, M.G.; PINHEIRO JUNIOR, C.R. ; LIMA, A.M. ; FROTA, J.C.O. ; AMORIM, J.V. A. Classificação dos solos da Planície do Delta do Parnaíba, PI. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, p. 1466-1483, 2019.

CABRAL, L. J.R. S.; VALLADARES, G. S. ; AQUINO, R. P. Caracterização Pedológica da Planície Costeira do Estado do Piauí. **Geografia: Publicações Avulsas**, Teresina, v. 2, n.1, p. 82-104, 2020.

CARVALHO, L.M.; PIRES, C.S.; SANTOS, C.R.; AMORIM, G.S.; AROUCHE, M.M.; ABREU, M.C.; ALMEIDA JR., E.B. Potencial de uso de espécies vegetais de áreas de dunas em São Luís, Maranhão, Brasil. **Biodiversidade**, v.19, n.4, 2020.

CASTRO, D.M.P.; CLARO, P.P.; MENEZES, E.O.; ABREU, C.T. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba**. Brasília – DF, ICMBIO, 2020

COLDEBELLA, R.; GENTIL, M.; BERGER, C.; DALLA COSTA, H.W.; PEDRAZZI, C.; LABIDI, J.; DELUCIS, R.A.; MISSIO, A.L. Nanofibrillated Cellulose-Based Aerogels Functionalized with Tajuva (*Maclura tinctoria*) Heartwood Extract. **Polymers**, v.13, n. 908, 2021.

CORREIA, B. E. F.; MACHADO, M.A.; ALMEIDA JR., E.B. Lista florística e formas de vida da vegetação de uma restinga em Alcântara, litoral ocidental do Maranhão, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n. 05, p. 2198-2211, 2020.

COSTA, L.S. **Indicadores de Pressão, Estado, Impacto e Resposta (PEIR) para avaliação da conservação das áreas de manguezais do município de São Caetano de Odivelas-PA**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal do Pará. Belém – PA, p.91. 2021.

COSTANZA, R.; GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.;

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

DAROLD, F. R.; IRIGARAY, C. T. J. H. A importância da preservação e conservação das áreas úmidas como mecanismo de efetivação do direito constitucional ao meio ambiente ecologicamente equilibrado para as futuras gerações. **Revista Direito e Justiça: Reflexões Sociojurídicas**, Santo Ângelo, v. 18, n. 31, p. 167-180, 2018.

DE ANDRÉS, M.; BARRAGÁN, J. M.; GARCÍA SANABRIA, J. Ecosystem services and urban development in coastal Social-Ecological Systems: The Bay of Cádiz case study. **Ocean & Coastal Management**. v. 154, p. 155–167, 2018.

DEVI, V.; PATHAK, B. Ecological studies of mangroves species in Gulf of Khambhat, Gujarat. **Tropical Plant Research**, v. 3, n. 3, p. 536–542, 2016.

EEA - EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. **Europe's Environment: The Dobris Assessment**. Copenhagen: European Environmental Agency, 1995. 8pp.

FARIAS, J. C.; VIEIRA, I.R.; MAYO, S.J.; ANDRADE, I.M. “Wild cashew brings many benefits and even beauty”: use and extraction of *Anacardium occidentale* L. (cajuí) by communities in the Parnaíba River Delta, Northeast Brazil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 62, n. 27, 2023.

FARIAS, R.R.S.; SOUSA, S.R.; LOPES, R.N.; ALBINO, R.S.; CASTRO, A.A.J.F. Biodiversidade vegetal da Área de Relevante Interesse Ecológico, Lagoa do Portinho, Piauí. In: IVANOV, M.M.M. **Unidades de Conservação do estado do Piauí**, Teresina: Edufpi, p.229-266, 2020.

FARO, B. L. S.O.; GOMES, P.W.P.; MEDEIROS-SARMENTO, P.S.; BELTRÃO, N.E.S.; TAVARES-MARTINS, A.C.C. Composition and community structure of mangroves distributed on the east coast of Marajó Island, Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 31, n. 1, p. 59–72, 2023.

FARO, B. L. S.O.; GOMES, P.W.P.; SARMENTO, P.S.M.; BELTRÃO, N.E.S.; MARTINS, A.C.C.T. Composition and community structure of mangroves distributed on the east coast of Marajó Island, Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 31, n. 1, p. 59–72, 2023.

FERNANDES, K.S. Plantas com potencial ornamental da restinga paraibana (NE-BR). **Revista Ambientale**. v.15, n.3, 2023. <https://doi.org/10.48180/ambientale.v15i3.510>

FIGUEIREDO, K.V.; OLIVEIRA, M.T.; ARRUDA, E.C.P.; SILVA, B.C.F.; SANTOS, M.G. Changes in leaf epicuticular wax, gas exchange and biochemistry metabolism between *Jatropha mollissima* and *Jatropha curcas* under semi-arid conditions conditions. **Acta Physiologiae Plantarum**, v.37, n.108, p.1-11, 2015.

FLORES, V.R.; BERBERT, L.C.; SUCCAR, J.B.; VICTÓRIO, C.P.; DIREITO, I.C.N.; CARDOSO, A.M. *Avicennia schaueriana* as a highly efficient accumulator for Manganese in Sepetiba Bay, Brazil. **International Journal Environmental Science and Technology**. v. 19, p. 6863–6868, 2022. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03482-0>

GALVÃO, S.P.M.; CARVALHO SEGUNDO, E.L.; LIMA, P.H.G.; BORGES FILHO, R.D.

Ocupação urbana em área de dunas no loteamento água das fontes no Município de São Gonçalo do Amarante/RN. **REGNE**, v.4, 2018. Disponível em: <<http://www.periodicos.ufrn.br/revistadoregnet>>.

GARCIA, J. M.; NUNES, A. J. N.; LONGO, R. M. Tendência recente nos estudos sobre serviços ecossistêmicos e ambientais: 2016-2020. **Cadernos de Geografia**, n. 46, p. 93–104, 2022.

GARCÍA-COX, W.; LÓPEZ-TOBAR, R.; HERRERA-FREIJOO, R.J.; TAPIA, A.; HEREDIA-R, M.; TOULKERIDIS, T.; TORRES, B. Floristic Composition, Structure, and Aboveground Biomass of the Moraceae Family in an Evergreen Andean Amazon Forest, Ecuador. **Forests**, v. 14, n. 7, 2023.

GOLDBERG, L.; LAGOMASINO, D.; THOMAS, N.; FATOYINBO, T. Global declines in human-driven mangrove loss. **Glob. Change Biol.** n. 26, 5844–5855, 2020.

GÓMEZ, I.; SILVA, R.; LITHGOW, D.; RODRÍGUEZ, J.; BANASZAK, A.T.; TUSSENBROEK, B.V. A Review of Disturbances to the Ecosystems of the Mexican Caribbean, Their Causes and Consequences. **Journal of Marine Science and Engineering**. v.10, n. 644, 2022.

GONÇALVES, A. L.; CRUZ, V.M.S.; CAMPOS, J.R.P.; SOUZA, D.V. Composição Florística E Fitossociológica Do Manguezal Da Zona Portuária De São Luís, Maranhão, Brasil. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 01-07, 2018.

GONÇALVES, F. B.; FERREIRA, R. A. ; MELLO, A. A. ; GAMA, D. C. ; SILVA, T. I. ; ALMEIDA, E. S. ; PRATA, A. P. N. . Composição e estrutura de uma área de manguezal da Floresta Nacional do Ibura, estado de Sergipe. **Acta Biológica Catarinense**, v. 7, 2020.

GONÇALVES, F. B.; FERREIRA, R.A.; MELLO, A.A.; GAMA, D.C.; SANTOS, T.I.S.; ALMEIDA, E.S.; PRATA, A.P.N. Composição do banco de plântulas em área de manguezal da Floresta Nacional do Ibura, Sergipe. **Revista Nordestina de Biologia**, vol. 28, n. 1, p. 78–92, 2020.

GUTERRES, A.V.F.; AMORIM, I.F.F.; SILVA, A.F.C.; ALMEIDA JR., E.B. Levantamento florístico e fisionômico da restinga da Praia da Guia, São Luís, Maranhão. **Revista Biodiversidade**, v.19, n.4, 2020.

HAGGER, V.; WORTHINGTON, T.A.; LOVELOCK, C.E.; ADAME, M.F.; AMANO, T.; BROWN, B.M.; FRIESS, D.A.; LANDIS, E.; MUMBY, P.J.; MORRISON, T.H.; O'BRIEN, K.R.; WILSON, K.A.; ZGANJAR, C.; SAUNDERS, M.I. Drivers of global mangrove loss and gain in social-ecological systems. **Nature Communications**, v. 13, n. 1, 2022.

HOGAN, J. L.; BROWN, C. D. Spatial extent and severity of all-terrain vehicles use on coastal sand dune vegetation. **Applied Vegetation Science**, v. 24, n. 1, 2021.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Geociências. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 22/10/2022

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE Cidades, 2023. Disponível em:

<https://cidades.ibge.gov.br/> Acesso em: 30/12/2023

ICMBIO, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba**, Brasília, 2020.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Nota Técnica nº 20/2023/SECAR/CODEP/CGGP/DIPLAN**. Ibama, 15 mar. 2023.

INAGUE, G. M.; ZWIENER, V. P.; MARQUES, M. C. M. Climate change threatens the woody plant taxonomic and functional diversities of the Restinga vegetation in Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 53–60, 2021.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. Gráficos Anuais de Estações Automáticas, 2023. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A001> Acesso em: 30/12/2023

KRIPA, M. K.; LELE, N.; PANDA, M.; DAS, S. K.; NIVAS, H. A.; DIVAKARAN, N.; SAWANT, A.; NAIK-GAONKAR, S.; PATTNAIK, A. K.; SAMAL, R. N.; THANGARADJOU, T.; SARAVANAKUMAR, A.; RODRIGUES, B.F.; ROY, S. D.; SANKAR, R. K.; KUMAR, L.; Angel, R.J.; RAGHAVAN, P.; MANKAD, A.U.; MURTHY, T. V. R. Biodiversity assessment of Indian mangroves using in situ observations and remotely sensed data. **Biodiversity**, v. 21, n. 4, p. 198–216, 2020.

LACERDA, L. D.; BORGES, R.; FERREIRA, A. C. Neotropical mangroves: Conservation and sustainable use in a scenario of global climate change. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**. p. 1-18, 2019.

LI, T.; LU, Y.; FU, B.; HU, W.; COMBER, A.J. Bundling ecosystem services for detecting their interactions driven by large-scale vegetation restoration: enhanced services while depressed synergies. **Ecological Indicators**, v. 99, p. 332-342, 2019.

LIMA, L.F.; LIMA, P.B.; ALMEIDA JR., E.B., ZICKEL, C.S. Morfologia de frutos, sementes e plântulas de *Guettarda platypoda* DC. (Rubiaceae). **Biota Neotropica**. v.10, n.1, 2010.

LUIZZA, M.W., WAKIE, T., EVANGELISTA, P.H., JARNEVICH, C.S. Integrating local pastoral knowledge, participatory mapping, and species distribution modeling for risk assessment of invasive rubber vine (*Cryptostegia grandiflora*) in Ethiopia's Afar region. **Ecology and society**, v. 21, p.1-22, 2016.

MA, S.; QIAO, Y.P.; WANG, L.J.; ZANG, J.C. Terrain gradient variations ecosystem services of different vegetation types in mountainous regions: Vegetation resource conservation and sustainable development. **Forest Ecology and Management**. v.482, 2021.

MAGRIS, R.A.; GIARRIZZO, T. Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, v.153, 2020.

MAGALHÃES, K.M.; BARROS, K.V.S.; LIMA, M.C.S.; ROCHA-BARREIRA, C.A. FILHO, J.S.R.; SOARES, M.O. Oil spill + COVID-19: a disastrous year for Brazilian seagrass conservation. **Sci. Total Environ.**, v. 764, 2021.

MAPBIOMAS, Projeto MapBiomass, Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil, acessado em 10 de setembro de 2023 através do link:

<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>

MELO, A.P.Z.; HOFF, R.B.; MOLOGNONI, L.; KLEEMANN, C.R.; OLIVEIRA, T.; OLIVEIRA, L.V.A.; DAGUER, H.; P.L.M. BARRETO, P.L.M. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in seafood by PLE-LC-APCI-MS/MS and preliminary risk assessment of the northeast Brazil oil spill. **Food Anal. Methods**, v.15, p. 1826-1842, 2022.

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington, DC: **Island Press**, 2003.

MEDEIROS, R. M.; CAVALCANTI, E.P.; DUARTE, J.F.M. Classificação climática de köppen para o estado do Piauí – Brasil. **Revista Equador**. v. 9, p. 82–99, 2020.

MEDEIROS, W. J. F.; LACERDA, C.F.; ZANDAVALLI, R.B.; ARAÚJO, I.C.S.; SOUSA, C.H.C.; BEZERRA, A.M.E.; RIBEIRO, A.A.; BRAZ, R.S. The ecophysiological responses of *Copernicia prunifera* palm trees to soil constraints and competition with invasive *Cryptostegia madagascariensis* in tropical dryland. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 45, n. 3, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11738-023-03525-8>

MEIRELES, V. D. J. S.; MEIRELES, M. P. A.; LEMOS, J. R.; DE BARROS, R. F. M.; CAMPOS, J. B. Impactos da extração madeireira sobre a estrutura de um bosque de mangue na APA Delta do Parnaíba. **Gaia Scientia**, v. 15, n.3, p.1-21, 2021. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2021v15n3.52244>.

MIRANDA, R.J.; PINTO, T.K.O.; LOPES, R.V.R.; SANTOS, J.W.; SAMPAIO, C.L.S.; SANTOS, R.G.; PEREIRA, P.H.C.; CARDOSO, A.T.C.; MALHADO, A.C.M.; R.J. LADLE. Oil spill disaster in Southwest Atlantic Coast: an Evaluation of Short-term effects on coral reef benthic assemblages. **Anais Academia Brasileira de Ciências.**, v.94, n. 2, 2022.

MILLER, G.T; SPOOLMAN, S. E. **Ciência Ambiental**. Tradução da 3º ed., São Paulo: Cengage Learning, 2021.

MORAIS, R. F.; MACEDO, M.T.S.; IBIAPINA, R.A.; SANTIAGO JUNIOR, L.C.; TEIXEIRA, J.S.; MORAIS, F.F.; SOUSA JÚNIOR, J.R. Chuva de sementes em uma região ecotonal entre Cerrado e Caatinga no Piauí, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 2, p. 673–697, 2022.

MOREIRA, P. I. Entre Extrativismo e Ciência: A História da exploração da cera de Carnaúba no Nordeste do Brasil na Primeira Metade do Século XX. **História Ambiental Latinoamericana y Caribena**, v. 12, n. 2, p. 107–139, 2022.

MOREIRA-ARAÚJO, R. S. D. R.; BARROS, N.V.A.; PORTO, R.G.C.L.; BRANDÃO, A.C.S.; LIMA, A.; FETT, R. Bioactive compounds and antioxidant activity three fruit species from the Brazilian Cerrado. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 41, n. 3, 2019.

MORI, S. A.; SILVA, L.A.M.; LISBOA, G.; CORADIN, L. **Manual de manejo do herbário fanerogâmico**. Ilhéus, Centro de Pesquisa do Cacau, 1989.

MORO, M.; MARTINS F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo –arbustivo. In: **Fitosociologia do Brasil: métodos e estudos de casos**. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P.V.; MELO, M.M.R.F.; ANDRADE, L.A.; MEIRA NETO, J.A.A. Viçosa: UFV. v. 1, p.174-208, 2011.

MUTINDA, E.S.; KIMUTAI, F.; MKALA, E.M.; WASWA, E.N.; ODAGO, W.O.; NANJALA, C.; NDUNGU, C.N.; GICHUA, M.K.; NJIRE, M.M.; GITURU, R.W. Ethnobotanical uses, phytochemistry and pharmacology of pantropical genus *Zanthoxylum* L. (Rutaceae): An update. **Journal of Ethnopharmacology**, n.303, 2023.

MUÑOZ, J. M. B. Progress of coastal management in Latin America and the Caribbean. **Ocean and Coastal Management**, v. 184, 2020.

NASCIMENTO, M.T.; MARIMON, B.C.; MARIMON-JÚNIOR BH, CUNHA CN, VILLELA, D.M. Florestas monodominantes no Brasil: estudos de caso. In: EISENLOHR P.V.; FELFILI, J.M.; MELO, M.M.R.F.; ANDRADE, L.A.; MEIRA-NETO, J.A.A. **Fitosociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa, Minas Gerais: UFV. 2015.

NASCIMENTO, R. C. M.; SOUSA, F.V.; VICENTE, C.P.; CATOJO, A.M.Z. Derramamento de óleo na zona costeira do Brasil: uma análise das unidades de conservação marinhas. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 22, n. 2, p. 117–126, 2022.

NAVARRO-DRAZICK, D. Climate Change and Tourism in Latin America. In: LORENZO, C. **Latin America in Times of Global Environmental Change**. The Latin American Studies Book Series. Springer, 2020. p. 93-105. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-24254-1\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-24254-1_7)

NICOLODI, J.L.; ASMUS, M.L.; POLETTE, M.; TURRA, A.; SEIFERT JR., C.A.; STORI, F.T.; SHINODA, D.C.; MAZZER, A.; SOUZA, V.A.; GONÇALVES, R.K. Critical gaps in the implementation of Coastal Ecological and Economic Zoning persist after 30 years of the Brazilian coastal management policy. **Marine Policy**, v. 128, 2021.

NOGUEIRA, F.C., PAGOTTO, M.A., ARAGÃO, J.R.V., ROIG, F.A., RIBEIRO, A.S., & LISI, C.S. The hydrological performance of *Prosopis juliflora* (Sw.) growth as an invasive alien tree species in the semiarid tropics of northeastern Brazil. **Biological Invasions**, v. 21, p. 2561–2575, 2019.

OCHOA-GÓMEZ, J. G.; ACOSTA-VELÁZQUEZ, J.; ANGUAMEA-VALENZUELA, C.A.; MARTINETTO, P. Distribution and structure of *Conocarpus erectus* L. (Combretaceae) in the northern limit of the Pacific Ocean (Gulf of California). **Ocean and Coastal Management**, v. 209, 2021.

ODUM, E. P.. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

OLIVEIRA, E. V. S.; FÉLIX, G.J.; SANTOS NETO, A.M.; LANDIM, M.F. Composição florística e aspectos fitogeográficos de uma área de restinga em Santo Amaro das Brotas, SE. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 16, n.03, p. 1511-1530, 2023.

OLIVEIRA, E. F.C.; SILVA, J. A.F.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. F. CRITICAL ANALYSIS OF THE BRAZILIAN ENVIRONMENTAL SAFETY SYSTEM. **Revista do Instituto Brasileiro de Segurança Pública (RIBSP)**, v. 3, n. 7, p. 9–35, 2020.

PAIVA, B.H.I.; ALMEIDA JR, E.B. E. Diversidade, Análise Estrutural E Serviços Ecosistêmicos da Vegetação Lenhosa da Restinga da Praia da Guia, São Luís, Maranhão, Brasil. **Biodiversidade**, v.19, n.2, 2020.

PASCOALINI, S. S.; TOGNELLA, M.M.P.; FALQUETTO, A.R.; SOARES, M.L.G. Photosynthetic efficiency of young *Rhizophora mangle* L. in a mangrove in southeastern Brazil. **Photosynthetica**, v. 60, n. 3, p. 337–349, 2022.

PASCOALINI, S.S.; TOGNELLA, M.M.P.; LIMA, K.O.O.; FALQUETTO, A.R. Structural plasticity and species distribution in a periurban mangrove of Southeastern Brazil. **Scientific Research and Essays**, vol.14, p.129-144, 2019.

PEDERNEIRAS, L.C. Maclura in **Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB10186>. Acesso em: 30 dez. 2023

PIRANI, J. R.; GROppo, M. Rutaceae in **Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB1064>

PIRES, C.S.; NASCIMENTO, A.D.; ALMEIDA JR., E.B. Dispersão de frutos e sementes do componente lenhoso nas dunas da praia de São Marcos, São Luís, Maranhão, nordeste do Brasil. **Biota Amazônia**. v.11, n.1, p.68-74, 2021.

PIRES, L.D.C.; RODRIGUES, P.; GARLET, Q.I.; BARBOSA, L.B.; DA SILVEIRA, B.P.; JUNIOR, G.B.; SILVA, L.D.L.; GINDRI, A.; COLDEBELLA, R.; PEDRAZZI, C.; *et al.* *Maclura tinctoria* Extracts: In Vitro Antibacterial Activity against *Aeromonas hydrophila* and Sedative Effect in *Rhamdia quelen*. **Fishes**, v.6, n. 25, 2021.

PLOUGHE, L. W.; FRASER, L. H. Find New Roads™? A Systematic Review on the Impacts of Off-Road Vehicle Activity on Soil, Vegetation, and Wildlife. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, 2022.

PUTRICK, S.C.; PERINOTTO, A.R.C. The Rota das Emoções in the touristic context of Northeast region of Brazil. **Journal of Multidisciplinary Academic Tourism**, v.7, n.1, p. 19-29, 2022.

QIU, H.; ZHANG, J.; HAN, H.; CHENG, X.; KANG, F. Study on the impact of vegetation change on ecosystem services in the Loess Plateau, China. **Ecological Indicators**, v.154, 2023.

QUARESMA, A.C.; JARDIM, M.A.G. Formations of coastal forests in the amazon and ecological relations with vascular epiphytes. **Revista Árvore**, n.41, v.2, 2017.  
<http://dx.doi.org/10.1590/1806-90882017000200002>

QUEIROGA, V. P.; ASSUNÇÃO, M. V.; ALMEIDA, F. A. C.; ALBUQUERQUE, E. M. B. Carnaubeira: tecnologias de plantio e aproveitamento industrial. Campina Grande: **AREPB**, 2017.

QUEIROZ, M.T.; MEIRELES, A.J.A. Ocupação urbana nos campos de dunas e as consequências para a cidade de Fortaleza, Ceará, Nordeste do Brasil. **Revista de**

**Geomorfologia**, v. 3, n. 2, p. 1–18, 2022. <https://doi.org/10.48025/ISSN2675-6900.v3n2.2022.161>

QUEVEDO, J. M. D.; UCHIYAMA, Y.; KOHSAKA, R. A blue carbon ecosystems qualitative assessment applying the DPSIR framework: Local perspective of global benefits and contributions. **Marine Policy**, v. 128, 2021.

REBOUÇAS FILHO, J.V.; PINHEIRO, H.B.; BONILLA, O.H.; LUCENA, E.M.P.; NASCIMENTO, S.F.; FARIAS, I.B.M. Fitossociologia de Dois Bosques de Caatinga Utilizados para Extração Foliar da *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore e Infestados por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.14, n.02, p.784-800, 2021.

REHMAN, A. U.; YASMEEN, K.; ISLAM, F.; ANEES, S.A.; TARIQ, A.; ZUBAIR, M.; BILAL, M.; RAHMAN, I.U.; RAHMAN, S.U.; HATAMLEH, W.A. Assessment of heavy metal accumulation in dust and leaves of *Conocarpus erectus* in urban areas: Implications for phytoremediation. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 132, 2023.

RIIS, T.; KELLY-QUINN, M.; AGUIAR, F.C.; MANOLAKI, P.; BRUNO, D.; BEJARANO, M.D.; CLERICI, N.; FERNANDES, M.R.; FRANCO, J.C.; PETTIT, N.; PORTELA, A.P.; TAMMEORG, O.; TAMMEORG, P. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P.M.; DUFOUR, S. Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation, *BioScience*, v. 70, n. 6, p. 501-514, 2020.

RIBEIRO, L.C.S.; SOUZA, K.B.; DOMINGUES, E.P.; MAGALHÃES, A.S. Blue water turns black: economic impact of oil spill on tourism and fishing in Brazilian Northeast. **Current Issues in Tourism**, 2020.

ROCHA, I.P. **Censo de carcinicultura dos estados do Ceará, Piauí e Rio Grande do Norte**. Natal: Deza's, 2022.

RUIZ-RAMÍREZ, J. D.; EUÁN-ÁVILA, J. I.; RIVERA-MONROY, V. H. Vulnerability of Coastal Resort Cities to Mean Sea Level Rise in the Mexican Caribbean. **Coastal Management**, v. 47, n. 1, p. 23–43, 2019.

SADEER, N. B.; ZENGIN, G.; MAHOMOODALLY, M. F. Biotechnological applications of mangrove plants and their isolated compounds in medicine-a mechanistic overview. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 43, n. 3, p. 393-414, 2023.

SAINZ-HERNÁNDEZ, J. C.; RUEDA-PUENTE, E.O.; CORNEJO-RAMÍREZ, Y.I.; BERNAL-MERCADO, A.T.; GONZÁLEZ-OCAMPO, H.A.; LÓPEZ-CORONA, B.E. Biological Application of the Allopathic Characteristics of the Genus *Maclura*: A Review. **Plants**, v. 12, n. 19, p. 3480, 2023.

SAMPATH, D. M. R., FREITAS, J. G., & DIAS, J. A. Extending the DPSIR framework to analyse Driver-Pressure-State-Impact-Response of sand dune management in Manawatu-Whanganui (New Zealand) since the 19th century. **Ocean & Coastal Management**, v. 230, 2022.

SÁNCHEZ-QUINTO, A.; COSTA, J.C.; ZAMBONI, N.S.; SANCHES, F.H.C.; PRINCIPE,

S.C.; VIOTTO, E.V.; CASAGRANDA, E.; VEIGA-LIMA, F.A.; POSSAMAI, B.; FARONI-PEREZ, L. Development of a conceptual framework for the management of biodiversity and ecosystem services in the Mexican Caribbean. **Biota Neotropica**, v.20, 2020.

<https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0901>.

SANTOS, M.V.; VIEIRA, I.R.; SILVA, M.F.S.; ANDRADE, I.M. Comercialização de plantas medicinais nos mercados públicos do Município de Parnaíba, Piauí, Brasil. **Espacios**, v.40, n.22, 2019.

SANTOS, V.J.; SILVA, A.N.F.; SILVA, E.C.G.; ALMEIDA JR, E.B.; ZICKEL, C.S. Arranjo estrutural e diversidade do componente lenhoso da restinga em Caravelas, sul da Bahia, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.15, n.03, p. 1371-1379, 2022.

SANTOS, T.S.; PEREIRA, R.S. O turismo como impulsionador do desenvolvimento regional: análise no Campo das Vertentes (MG), Brasil. **Eure**, v.46, n.137, p.113-133, 2020

SANTOS-FILHO, F. S.; ALMEIDA JR., E.B.; LIMA, P.B.; SOARES, C. J.R.S. Checklist of the flora of the restingas of Piauí state, Northeast Brazil. **Check List**, v. 11, n. 2, 2015.

SANTOS-FILHO, F.S.; ALMEIDA JR., E.B.; SOARES, C.J.R.S.; ZICKEL, C.S. Fisionomias das restingas do Delta do Parnaíba, Nordeste, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**. n.3, p.218-227, 2010.

SARAIVA FILHO, D.E.; SOUSA, J.B.; SANTOS, H.S.; FONTENELLE, R.O.S. Compostos químicos isolados de extratos e óleos essenciais do gênero *Zanthoxylum* Linnaeus (Rutaceae) e seu potencial antimicrobiano. **Hoehnea**, v.47, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-88/2019>

SCARANO, F.R., CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodivers. Conserv.** v. 24, n. 9, p. 2319–2331. 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C.C.; CINTRÓN, G. Monitoramento do Ecossistema Manguezal: Estrutura e Características Funcionais. In: TURRA, A.; DENEDAI, R. **Protocolos para monitoramento de habitats bentônicos costeiros**. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015. p.62-80.

SCHLICKMANN, M.B., FERREIRA, M.E.A., VARELA, E.P., PEREIRA, J.L., DUARTE, E., LUZ, A.P.C., DREYER, J.B.B., SILVA, M.T.S., PINTO, F.M.P. Fitossociologia de um fragmento de restinga herbáceo-subarbustiva no sul do Estado de Santa Catarina, Brasil. **Hoehnea**, v.46, 2019.

SERRA, F. C. V.; ALMEIDA JR., E. B. Phytosociology, successional level, and conservation of the woody component in a “restinga” of Maranhão island, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 69, n. 2, p. 743–754, 2021. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i2.42265>

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press, 1949.

SILVA, B.R.V.; BAPTISTA, E.M.C.; MOURA, L.S. Elementos da geodiversidade para a geoconservação do litoral do Piauí. *Revista da Academia de Ciências do Piauí*, v. 3, n. 3, 2022.

SILVA, C. H. S.; LIMA, I.M.M.F. Coast of the state of Piauí: Proposal for compartmentation. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 21, n. 1, p. 17–32, 2020.

SILVA, A. G.; PAIVA, H. N.; GONÇALVES, W. **Avaliando a arborização urbana**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2007.

SILVA, A.L.A.; COSTA, B.H.S.; BRAGA, S.S. Políticas públicas de ecoturismo na Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba, Piauí, Brasil. In: IVANOV, M.M.M.; LEMOS, J.R. **Unidades de conservação do Estado do Piauí**, vol. 2, Teresina: Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Piauí, 2022.

SILVA, J.L.A.; SOUZA, A.F.; SANTIAGO, L.S.; GRIPP, A.R.; ASATO, A.E.B.; SILVA, G.H.S.; ALENCAR, M.I.G.; CALIMAN, A. Small biodiversity effects on leaf litter production of a seasonal heath vegetation. *Journal Vegetation Science*, v. 31, p.877-886, 2020.

SILVA, R. MARTÍNEZ, M.L.; TUSSENBROEK, B.I.V.; GUZMÁN-RODRÍGUEZ, L.O.; MENDOZA, E.; LÓPEZ-PORTILLO, J. A Framework to Manage Coastal Squeeze. *Sustainability*, v.12, 2020. <https://doi:10.3390/su122410610>

SILVA-JÚNIOR, J.J.; NICACIO, G.; RODRIGUES, G.G. A carcinicultura nos manguezais do nordeste brasileiro: problemáticas socioambientais nas comunidades tradicionais. *Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais*, v.9, p.70-84, 2020.

SINDEAUX, M.O.; SANTOS, J.C.P.; MENEZES, W.F.N.; NOGUEIRA, A.F.A.; M'BATNA, A.J.; ALMEIDA, S.L.; PEREIRA, L.F.S.; SILVA, C.M.L.; FERNANDES, M.R.N.; AMARAL, J.F. Etnobotânica de plantas medicinais da vegetação litorânea no Ceará: uma revisão bibliográfica. In: AMARAL, J.F. (org). **Abordagens Interdisciplinares sobre Plantas Mediciniais e Fitoterapia: Saúde, Sustentabilidade e Biodiversidade**. 1. ed. Guarujá: Editora Científica Digital, 2022. p. 91–104.

SINISGALLI, P. A. A.; IGARI, A.T.; TURRA, A.; SOUSA Jr, W.C.; PORTES, B.; OLIVEIRA, C.E. Discussão crítica do conceito de serviços ecossistêmicos. **Governança Ambiental na Macrometrópole Paulista face à Variabilidade Climática**. RIMA Editora, p. 397–409, 2022.

SOARES, M.O.; RABELO, E.F. Severe ecological impacts caused by one of the worst orphan oil spills worldwide. *Marine Environmental Research*, v.187, 2023.

SOFFIATI, A. Breve história das relações das sociedades com os manguezais no Brasil. **AMBIENTES: Revista de Geografia e Ecologia Política**, v. 5, n. 1, 2023.

SONG, A. M.; DRESSLER, W.H.; SATIZÁBAL, P.; FABINYI, M. From conversion to conservation to carbon: The changing policy discourse on mangrove governance and use in the Philippines. *Journal of Rural Studies*, v. 82, p. 184–195, 2021.

SOUSA, J. L. M.; FIGUEREDO, E. de S.; SANTOS-FILHO, F. S. Spatial evolution of the Coastal Tablelands: the case of DITALPI on the northern coast. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 10, 2020.

SOUZA, D. D. **Adaptações de plantas da caatinga**. São Paulo: Oficina de textos. 2020.

SOUZA, R. T. B.; MAYO, S. J.; ANDRADE, I. M. Migrating dunes and restinga vegetation in Piauí, northeastern Brazil: The dominance of wild cashew trees (*Anacardium occidentale*). **Feddes Repertorium**, v. 132, n. 3, p. 204–227, 2021

SOUZA, Y.G.; SILVA, J.B.; COSTA, D.F.S. Fragmentação espacial de bosques de mangue em um sistema estuarino semiárido do Nordeste do Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 43, 2023. <https://doi.org/10.11606/eISSN.2236-2878.rdg.2023.198854>

TOGNELLA, M. M. P.; LEOPOLDO, R. V. S.; OLIVEIRA, C. P.; PASCOALINI, S.S.; SILVA, E. D. Diversidade Estrutural Das Florestas De Mangue Da Costa Central E Norte Do Espírito Santo: Contribuições Para Entendimento De Funções Ecosistêmicas. **Enciclopedia Biosfera**, v. 17, n. 33, 2020.

TREVIÑO, M. “The Mangrove is Like a Friend”: Local Perspectives of Mangrove Cultural Ecosystem Services Among Mangrove Users in Northern Ecuador. **Human Ecology**, v. 50, n. 5, p. 863–878, 2022.

USMADI, D.; WITONO, J.R.; PRAWIROATMODJO, S.; FIJRIDIYANTO, I.A.; SAFARINANUGRAHA, D. GUMILANG, A.R.; SABRAN, M.; WALIANSYAH, T. Vegetation analysis of sungai tembiluk sungai air mata mangrove forest: a proposed site of ketapang botanical garden in west Kalimantan. **Pakistan Journal of Botany**, v. 54, n. 4, p. 1475–1484, 2022.

VICTÓRIO, C.P.; SANTOS, M.S.; DIAS, A.C.; BENTO, J.P.S.P.; FERREIRA, B.H.S.; SOUZA, M.C.; SIMAS, N.K.; ARRUDA, C.O. *Laguncularia racemosa* leaves indicate the presence of potentially toxic elements in mangroves. **Scientific Reports**, v. 13, n. 4845, 2023.

VICTÓRIO, C.P.; SANTOS, M.S.; MELLO, M.C.; BENTO, J.P.S.P.; SIMAS, N.K.; ARRUDA, R.C.O. The presence of heavy metals in *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman ex Moldenke leaf and epicuticular wax from different mangroves around Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Science Pollution Research**, v. 27, p. 23714–23729, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08606-6>

VIEIRA, L.C.S.; SILVA FILHO, V.P.; SATYAMURTY, P.; DANTAS, V.A.; SANTOS, A.S.; CHAGAS, G.F.B. Simulation of air temperature and their influence on the potential distribution of *Myracrodruon urundeuva*, *Copernicia prunifera* and *Cereus jamacaru* in the Caatinga. **SN Applied Sciences**, v. 4, n. 1, 2021

VIEIRA, S. M. D. DOS R.; OLIVEIRA, V. F. DE; ALMEIDA, P. M. M. DE. Ecologia da Paisagem Aplicada aos Manguezais no Entorno da Baía de Sepetiba (RJ) no Ano de 2020. **Espaço Aberto**, v. 13, n. 1, p. 59–72, 2023.

VIEIRA, S.M.D.R.; OLIVEIRA, V. F.; ALMEIDA, P. M. M. Ecologia da Paisagem Aplicada aos Manguezais no Entorno da Baía de Sepetiba (RJ) no Ano de 2020. **Espaço Aberto**, v. 13,

n. 1, p. 59–72, 2023.

YADAV, K.K.; GUPTA, N.; PRASAD, S.; MALAV, L.C.; BHUTTO, J.K.; AHMAD, A.; GACEM, A.; JEON, B.H.; FALLATAH, A.M.; ASGHAR, B.H.; CABRAL-PINTO, M.M.S.; AWWAD, N.S.; ALHARBI, O.K.R.; ALAM, M.; CHAIPRAPAT, S. An eco-sustainable approach towards heavy metals remediation by mangroves from the coastal environment: A critical review. **Marine Pollution Bulletin**. v.188, 2023.

YE, X.; KANG, S.Z.; ZHAO, Y.H.; HAN, L.; XIANG, X.M.; LI, F. Temporal and spatial relationship between vegetation restoration and ecosystem services in Loess Plateau of northern Shaanxi Province. **Chin. J. Appl. Ecol.**, v.33, n.10, p. 2760-2768, 2022.

YOUSAFZAI, S.; SAEED, R.; RAHMAN, G.; FARISH, S. Spatio-temporal assessment of land use dynamics and urbanization: linking with environmental aspects and DPSIR framework approach. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 81337–81350, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21393-6>

ZHANG, X.; WANG, J.; YUE, C.; MA, S.; HOU, L.; WANG, L.J. Impact of wetland change on ecosystem services in different urbanization stages: A case study in the Hang-Jia-Hu region, China. **Ecological Indicators**, v. 153, 2023.

ZICKEL, C.S.; VICENTE, A.; SILVA, S.S.L.; SANTOS-FILHO, F.S.; SOARES, C.J.R.S.; ALMEIDA JR, E.B. Vegetação lenhosa de uma restinga em Pernambuco: descrição estrutural e similaridade. **Pesquisas Botânicas**. n.68, p. 271-285, 2015.

## 5.2. CAPÍTULO II. AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL BASEADA EM SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: PROPOSTA METODOLÓGICA APLICADA EM CARCINICULTURA

### Resumo

O crescimento vertiginoso em pesquisas sobre os Serviços Ecosistêmicos (SE) tem exigido não apenas a compreensão mas a incorporação conceitual nos mais diversos âmbitos, dentre eles, a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA). Nesse sentido, surge a necessidade de uma abordagem mais holística e integrada para avaliar os impactos ambientais e, especialmente, os serviços ecosistêmicos afetados. Para tanto, objetivamos propor a aplicação de um Modelo de Avaliação de Impacto a Serviços Ecosistêmicos (MAISE) em um caso hipotético de empreendimento de carcinicultura nas fases de instalação e operação no litoral do Piauí, Brasil. O modelo metodológico foi estruturado em cinco etapas de análise: a categorização e classificação dos impactos ambientais; a análise da tendência desses impactos; o somatório dos valores de impacto; criação de uma matriz de impacto aos SE; e a classificação Peso Porcentagem de Serviços e Graus de Impacto Ambiental. Foram identificados 38 impactos ambientais e 28 SE em diferentes fases do empreendimento, os impactos afetaram predominantemente os serviços de regulação e manutenção. A análise também destaca a interconexão desses serviços com as funções ecosistêmicas fundamentais e as alterações biofísicas, como à redução vegetacional e alterações nos ciclos biogeoquímicos. Apontamos a não linearidade entre a presença de impacto ambiental e a sinergia dos impactos aos SE, desse modo, cabe a implementação de medidas de mitigação estratégicas, dado que os impactos ambientais se comportam de modo distinto aos SE. O método proposto mostrou-se viável e aplicável no levantamento e preservação da integridade dos ecossistemas e dos serviços que eles fornecem.

**Palavras-chave:** Metodologia, Licenciamento ambiental, CICES, Manguezal, Restinga.

### Abstract

The vertiginous growth in research into Ecosystem Services (ES) has required not only understanding but also conceptual incorporation in a wide variety of fields, including Environmental Impact Assessment (EIA). In this sense, there is a need for a more holistic and integrated approach to assessing environmental impacts and, in particular, the ecosystem services affected. To this end, we aim to propose the application of an Ecosystem Services Impact Assessment Model (MAISE) in a hypothetical case of a shrimp farm during the installation and operation phases on the coast of Piauí, Brazil. The methodological model was structured into five stages of analysis: the categorization and classification of environmental impacts; the analysis of the trend of these impacts; the summation of impact values; the creation of an impact matrix for ES; and the classification of Percentage of Services and Degrees of Environmental Impact. 38 environmental impacts and 28 ES were identified at different stages of the project, with the impacts predominantly affecting regulation and maintenance services. The analysis also highlights the interconnection of these services with fundamental ecosystem functions and biophysical changes, such as vegetation reduction and alterations to biogeochemical cycles. We pointed out the non-linearity between the presence of an environmental impact and the synergy of impacts on ES, so strategic mitigation measures should be implemented, given that environmental impacts behave differently to ES. The proposed method has proved to be viable and applicable in surveying and preserving the integrity of ecosystems and the services they provide.

**Keywords:** Methodology, Environmental licensing, CICES, Mangrove, Restinga.

## 1. Introdução

A avaliação de impacto ambiental (AIA) é uma importante ferramenta estabelecida no Brasil, indispensável aos estudos de impacto ambiental e na diagnose e monitoramento de projetos ambientalmente impactantes. A preocupação com uma ferramenta capaz de proporcionar diagnósticos e prognósticos foram avançando ao longo do tempo (Costanzo; Sánchez, 2019), seja em detrimento do avanço em métodos e técnicas de avaliação (Sánchez, 2020), seja pela maior necessidade de sistematização e abrangência em razão da multiplicidade de impactos e da dinamicidade ecossistêmica.

É inegável os avanços teóricos no campo da avaliação de impacto ambiental, entretanto, ainda carece de apropriação e promoção de uma abordagem holística mais sólida. Nessa toada, foram desenvolvidos e estimulados métodos e técnicas de avaliação que contemplassem o uso de sensoriamento remoto (Barakat *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2021), modelagem ambiental (Stendahl *et al.*, 2022), ecologia da paisagem (Harker *et al.*, 2021), mudanças climáticas (Mayembe *et al.*, 2023), ordenamento territorial (Rozas-Vásquez; Primeiro; Geneletti, 2019), e mais recentemente, os serviços ecossistêmicos (Landsberg *et al.*, 2011; Geneletti, 2016; Turra *et al.*, 2017; Septanil; Pinto; Campanhão, 2017; Gutiérrez; Bekessy; Gordon, 2021; Andrade; Turra, 2021; Gallardo; Rosa; Sánchez, 2022).

A avaliação de impacto aos benefícios fornecidos por ecossistemas (MEA, 2003), os serviços ecossistêmicos, são iniciativas promissoras na compreensão da complexidade dos ecossistemas (Gallardo; Rosa; Sánchez, 2022), no conhecimento da dependência dicotômica homem-natureza (Merven *et al.*, 2023), e na tradução de sua importância às comunidades humanas através da educação ambiental (Afonso *et al.*, 2022; Huang; Hsieh; Chen, 2023; Su; Gasparatos, 2023), entretanto, ainda iniciais.

As zonas costeiras são parte dessa complexidade ecossistêmica e abrigam em seus territórios, recursos vegetais, animais e componentes biofísicos próprios que essenciais as comunidades humanas e a biodiversidade. Contudo, estas zonas ainda são alvos de impactos de inúmeras atividades antropogênicas e tem sua área reduzida em função de instalações portuárias (Lenhard, 2023), turísticas (Putrick; Perinotto, 2022), agropecuárias (Souza *et al.*, 2019; Barbosa *et al.*, 2021) e pela carcincultura (Lacerda *et al.*, 2021). Nesse sentido, são primordiais métodos e técnicas que englobam tanto a avaliação da dinâmica quanto os serviços ecossistêmicos fornecidos.

Tendo em vista isso, pioneiramente, Landsberg *et al.*, (2013) propõe um importante e estruturado método que agrega os SE na avaliação de impacto de projetos e na promoção de medidas de gestão, entretanto, a abordagem dada não contempla todos os parâmetros essenciais

da AIA e avalia a *priori* relações qualitativas. Não obstante, surgiram novas iniciativas brasileiras que propõe modelos de aplicação conceitual dos SE em avaliações de ameaça (Veiga Lima *et al.*, 2016), na AIA de empreendimentos minerários (Longo; Rodrigues, 2017) e até no gerenciamento costeiro (Asmus, 2019).

Embora representem avanços significativos no campo da Avaliação de Impacto e na Gestão de Base Ecológica, os modelos citados carecem de aprimoramentos, sobretudo, devido ao âmbito e ao ecossistema de aplicação. Diante de tamanha dinâmica ecológica costeira, da presença de inúmeras atividades potencialmente poluidoras, e da inicial aplicação dos SE na AIA, propomos uma nova abordagem metodológica qualiquantitativa de avaliação de impacto ambiental a serviços ecológicos aplicada em empreendimento hipotético de carcinicultura.

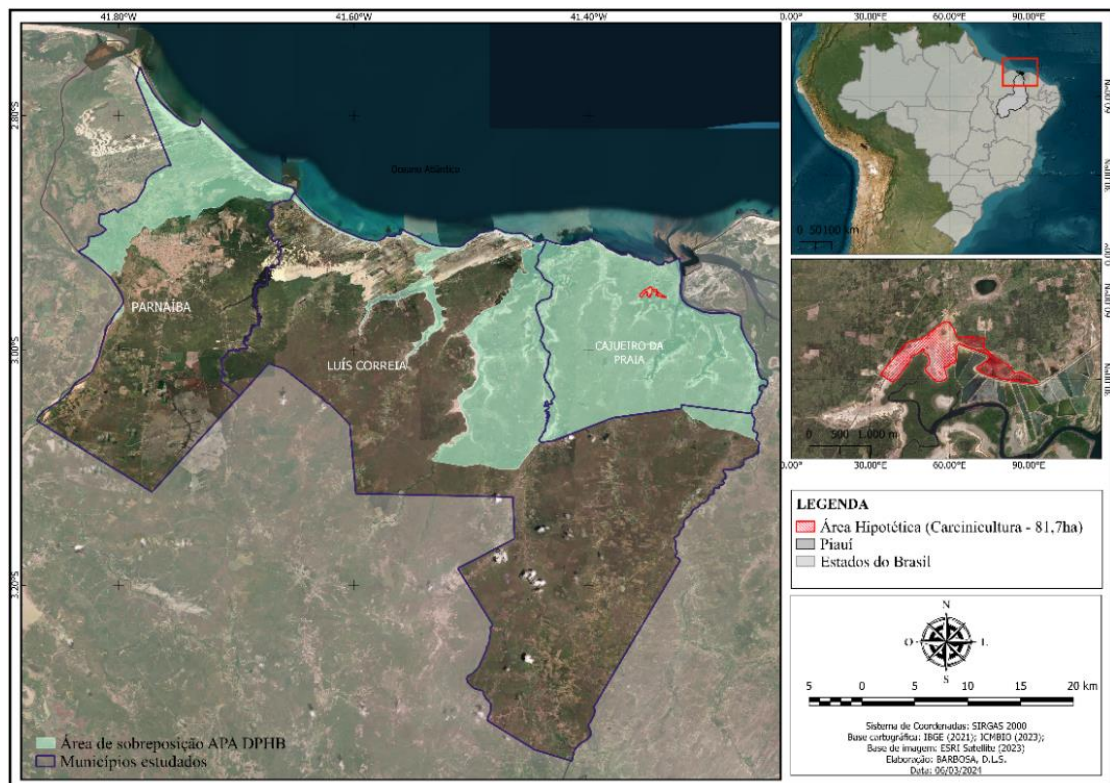
## **2. METODOLOGIA**

### **2.1. Caracterização da atividade e área hipotética de aplicação metodológica**

Dentre as múltiplas atividades econômicas e potencialmente poluidoras desenvolvidas nas zonas costeiras, a carcinicultura destaca-se por sua expansão no Brasil (Lima; Silva; Carvalho, 2019; Lacerda *et al.*, 2021), sobretudo ecotonos, muito em razão da fragilização dada pela lei 12.651/2012 e das condições ambientais favoráveis ao cultivo (Lima; Silva; Carvalho, 2019). Essa atividade é causadora de severos impactos ambientais nos ecossistemas costeiros (Oliveira Júnior; Gomes; Rocha, 2021) e estão sujeitas ao processo de licenciamento ambiental regida pela resolução Conama 312 de 10 de outubro de 2002 e, a nível estadual, pela arcaica Lei 5.529 de dezembro de 2005, que dispõe sobre a instalação do empreendimento no estado do Piauí e aponta que para o funcionamento da atividade deve haver os estudos preliminares, a obtenção da licença prévia pelo órgão ambiental, obtenção da licença de instalação, instalação do empreendimento, obtenção da licença de operação e operação do empreendimento.

A aplicação do Modelo de Avaliação de Impacto aos Serviços Ecológicos (MAISE) ocorreu em um caso hipotético de carcinicultura, empreendimento que é força motriz de pressões e impactos ambientais na vegetação e nos solos de ecossistemas costeiros, sobretudo, em apicuns, manguezais e restingas (Silva; Pierri, 2022). A delimitação do empreendimento considerou as pressões e impactos gerados sob os componentes ambientais pontuados no Capítulo I da presente dissertação. Foi delineado hipoteticamente a instalação e operação de um Empreendimento de Carcinicultura de médio porte, aquele com 50ha<200ha segundo a Lei 5.529/2005, implantado sob as condições ambientais do Litoral do Piauí (Figura 1).

**Figura 1.** Mapa de localização da área de estudo: municípios do litoral do Piauí abrangidos pela APA DPHB



A delimitação considerou a implantação hipotética de empreendimento carcinícola de 81,7 ha em uma planície hipersalina associada ao Rio Carpina no município de Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil. A implantação hipotética observou um dos ambientes mais habituais de sua localização, na planície hipersalina de salgados e apicuns. A ocupação desses ambientes é recorrente e intensa em toda costa do Nordeste do Brasil (Lacerda *et al.*, 2021; Silva Júnior; Nicacio; Rodrigues, 2020) sobretudo, em razão na movimentação da maré que garante a intrusão de água salina essencial a manutenção das condições ambientais dos tanques de cultivo. No Piauí, sua ocupação acontece com evidência nos estuários dos rios Camurupim e Cardoso.

A área marcada faz limite a empreendimento carcinícola já operante e margeia manguezais conservados consolidados sem indícios de fragmentação ou impactos antrópicos severos, além de margear vegetação de restinga. O relevo é majoritariamente plano, com solos arenosos, salinos e sujeitos a inundação. Ao sul da área, dominam manguezais de espécies típicas de bacia (*Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn., *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. Ex Moldenke) enquanto ao norte, em restinga, predominaram *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore (Capítulo I).

## 2.2 Proposta de Avaliação de Impacto Ambiental aos Serviços Ecossistêmicos

A fim de realizar a avaliação de impacto ambiental aos serviços ecossistêmicos propomos um modelo de avaliação de autoria própria baseada em Longo; Rodrigues (2017) e De Andrés (2018). O Modelo de Avaliação de Impacto a Serviços Ecossistêmicos foi organizado em cinco etapas de análise, tendo como parâmetros norteadores as principais características dos impactos ambientais abordados na AIA. A primeira etapa consiste na categorização dos impactos ambientais conforme os parâmetros definidos na Tabela 01, estabelecendo a classe e o referido peso do impacto aos serviços ecossistêmicos, somam-se os pesos de cada parâmetro para o impacto em análise, fornecendo por fim um valor único que, considerando os intervalos (Tabela 02), será tido como baixo, médio ou alto impacto, em seguida, atribui-se valor de um a três conforme a natureza do impacto ambiental.

**Tabela 01.** Caracterização dos Impactos Ambientais conforme os parâmetros da Avaliação de Impacto Ambiental.

Parâmetro		Classificação		
Nome	Descrição	Classe	Peso	Descrição
Magnitude (MG)	Refere-se à intensidade da alteração que o processo ou fator ambiental pode sofrer	Pequena	1	O impacto altera de forma imperceptível as características do meio ambiente.
		Média	2	O impacto altera de forma pouco expressiva as características do meio ambiente.
		Grande	3	O impacto altera de forma expressiva as características do meio ambiente.
Abrangência (AB)	Refere-se ao espaço geográfico que pode ser atingido pelo impacto	Local	1	O impacto afeta a área do empreendimento e o entorno imediato.
		Regional	2	O impacto ultrapassa a área do entorno imediato do objeto.
		Global	3	O impacto afeta potencialmente todo o planeta.
Reversibilidade (RV)	Refere-se à capacidade do sistema de retornar ao estado anterior	Reversível	1	O impacto pode ser revertido a partir de medidas mitigadoras.
		Irreversível	3	O impacto não pode ser revertido.
Cumulatividade (CM)	Refere-se a capacidade de combinação de impactos	Não cumulativos	1	Impactos Não se acumulam ao longo do tempo.
		Aditivos	2	Acumulam a partir de diferentes fontes da mesma natureza causam o mesmo tipo de impacto sobre o mesmo tipo de componente.
		Sinérgicos	3	Acumulam e resultam em um efeito composto de múltiplas fontes sobre o componente.
Duração (DR)	Refere-se ao tempo de atuação do impacto	Curto	1	O impacto dura no instante da atividade causadora
		Médio	2	O impacto continua após a conclusão da atividade causadora.
		Longo	3	O impacto ocorre após um intervalo de tempo

			longo após a atividade causadora.	
Ordem (OD)	Refere-se forma de incidência do impacto	Indireto	1	O impacto indiretamente afeta o componente
		Direto	2	O impacto afeta diretamente o componente

Fonte: Adaptado, Longo; Rodrigues (2017); Sánchez (2020).

A categorização não considerou apenas o estabelecimento dos pesos como também a classificação em cores. As cores variaram em tons de laranja e vermelho para impactos negativos (#FF9900 – Baixa; #FF6600 – Média; #A50021 – Alta) e tons de verde para impactos positivos (#C5E0B3 – Baixa; #A8D08D – Média; #538135 – Alta). O estabelecimento de uma escala de cores objetivou a facilitação interpretativa e agilidade na identificação dos impactos ambientais no agrupamento final da matriz de impactos (Tabela 02).

**Tabela 02.** Classes de Impacto Conforme a Natureza (CICN)

Classe	Intervalo (AI)	Natureza do Impacto	
		Negativo	Positivo
<b>Baixa</b>	$6,0 \leq 10$	1	1
<b>Média</b>	$11 \leq 14$	2	2
<b>Alto</b>	$15 \leq 17$	3	3

A segunda etapa, consiste no estabelecimento da classificação baseada na tendência do impacto ambiental (Tabela 03). As classes de tendência variam em pesos de um a três e variam conforme a natureza do impacto, a avaliação da tendência de impacto não apenas promoverá o entendimento do comportamento dos impactos ambientais ao longo do tempo, como promoverá a geração de prognósticos ambientais mais assertivos que consideram não apenas a presença e ausência do impacto. Assim como a CICN, com finalidade interpretativa, foram atribuídos cores para tendência de impactos negativos (#FF9900 – Queda; #FF6600 – Estável; #A50021 – Alta) e positivos (#C5E0B3 – Queda; #A8D08D – Estável; #538135 – Alta) conforme a natureza (Tabela 03).

**Tabela 03.** Valores de tendência dos impactos ambientais conforme sua natureza (TDIA)

Natureza	Tendência		
	Alta	Estável	Queda
<b>Positivo</b>	3	2	1

Negativo	3	2	1
----------	---	---	---

A terceira etapa, consiste no somatório dos valores de CICN (Tabela 02) e valores de tendência dos impactos ambientais (TDIA) (Tabela 03) que resultaram em valores de grau de impacto a serviços ecossistêmicos e variam de dois a seis, agrupadas em três grandes intervalos conforme Tabela 08. Os graus de impacto ambiental são agentes determinantes na avaliação de impacto aos serviços ecossistêmicos, haja vista que avaliam abrangentemente os impactos sob os componentes ambientais e fornecem categorização simples de inúmeras variáveis.

**Tabela 08.** Graus de Impacto Ambiental (GIA)

Intervalo	Grau de Impacto	Descrição
$2,0 \leq 3,0$	Pouco Impactante (PI)	Impacto baixo-médio podendo apresentar estabilidade ou queda
4	Mediamente Impactante (MI)	Impacto baixo, médio ou alto podendo apresentar alta, estabilidade ou queda, respectivamente
$5 \leq 6$	Altamente Impactante (AI)	Impacto médio-alto podendo apresentar alta ou estabilidade

Os impactos considerados pouco impactantes são aqueles indiretos que detêm baixo a médio potencial impactante e apresentam pequena magnitude, com abrangência local e com grande potencial reversível, geralmente não cumulativos e raramente aditivos, podendo apresentar curta a média duração. Enquanto os mediamente impactantes são aqueles que alteram pouco expressivamente os ecossistemas, ultrapassando a área do entorno imediato, contudo, em sua maioria, com potencial de reversibilidade, quanto a cumulatividade, são aditivos, com duração média e ocorrendo diretamente. Por fim, os altamente impactantes são aqueles que alteram expressivamente as características ambientais com impactos globais, em sua maioria, irreversíveis, sinérgicos e de longa duração, estes podem atingir direta e indiretamente os componentes ambientais.

Não obstante, a quarta etapa, foi desenvolvida matriz de impacto a serviços ecossistêmicos que reúne os passos descritos anteriormente e correlaciona os impactos ocorrentes nas diferentes fases do empreendimento, exemplificado, a carcinicultura. A partir da matriz é possível avaliar a incidência dos impactos aos serviços ecossistêmicos e as suas respectivas classes, para isso foram considerados intervalos de impactos e atribuídos respectivos pesos (Peso Porcentagem de Serviços Ecossistêmicos - PPS) (Tabela 05) conforme a porcentagem de serviços impactados.

**Tabela 05.** Classificação de pesos por porcentagem de serviços ecossistêmicos afetados (PPS)

<b>Porcentagem de SE afetados</b>	<b>Pesos</b>
<b>0%</b>	0
<b>1 a 25%</b>	1
<b>26 a 50%</b>	2
<b>51 a 75%</b>	3
<b>76 a 100%</b>	4

Por fim, a quinta e última etapa, a partir da classificação Peso Porcentagem de Serviço (PPS) e dos Graus de Impacto Ambiental (GIA) foram calculados o Grau de Impacto a Serviço Ecossistêmico (GISE) (Equação 2) para cada serviço afetado pelos diferentes impactos e fases do empreendimento carcinícola, descritos conforme Tabela 6. Os dados obtidos a partir da metodologia proposta foram agrupados em matrizes de avaliação de impactos e como ferramentas de interpretação foram elaborados gráficos de colunas, árvore e barras com uso do Microsoft Excel enquanto os dados que representavam fluxos entre classes foram organizados em diagramas de Sankey elaborados com auxílio da plataforma de acesso livre SankeyMATIC (disponível em: <https://sankeymatic.com/build/>).

$$\text{GISE} = \text{PPS} + \text{GIA} \quad (\text{Equação 2})$$

**Tabela 09.** Graus de Impacto aos Serviços Ecossistêmicos (GISE)

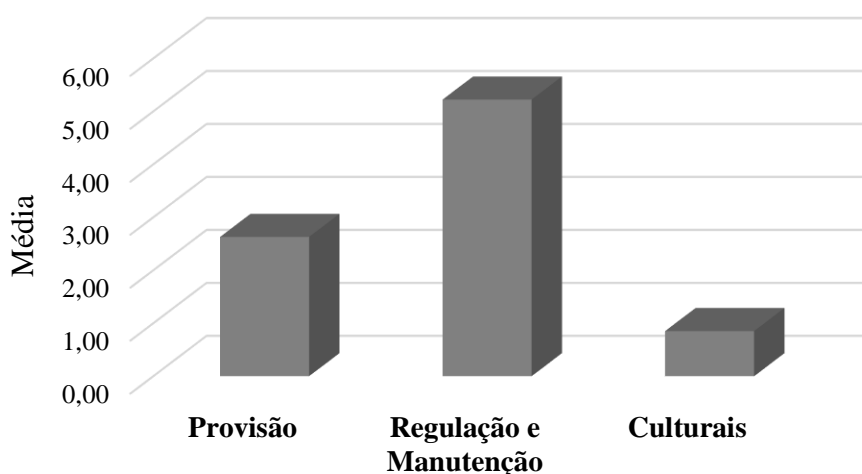
<b>Intervalo</b>	<b>Descrição de Classe</b>
<b><math>2,0 \leq 4,0</math></b>	Pouco Impactante (PI)
<b><math>5,0 \leq 7,0</math></b>	Mediamente Impactante (MI)
<b><math>8,0 \leq 10</math></b>	Altamente Impactante (AI)

Os estabelecimentos dos passos descritos visaram não apenas sua aplicação, aqui, exemplificativa, aos empreendimentos de carcinicultura, mas favorecer sua aplicabilidade aos demais empreendimentos potencialmente poluidores sujeitos ao licenciamento ambiental. Nesse sentido, as etapas não buscaram uma restrição de escopo aos empreendimentos carcinícolas ou costeiros mas contemplam os parâmetros essenciais para avaliação de impacto ambiental nas mais diversas atividades e ecossistemas.

### 5.2.3. Resultados e Discussões

A partir do método proposto foi possível a identificação de 38 impactos ambientais em duas diferentes fases do empreendimento carcinicola. Cada impacto ambiental levantado afetou majoritariamente serviços de regulação e manutenção, seguidos de serviços de provisão e culturais, conseguindo afetar, em média, 2,6 serviços de provisão, 0,85 serviços culturais e 5,2 serviços de regulação e manutenção (Figura 2). Araujo *et al.* (2021) em estudo sobre a relação de impactos aos serviços ecossistêmicos e ao bem-estar humano desenvolvido em Amarração de Búzios, no Rio de Janeiro, também apontam maiores impactos na classe de SE de regulação e manutenção, sobretudo nos serviços associados ao ciclo hidrológico.

**Figura 2.** Média de serviços ecossistêmicos afetados por impacto ambiental

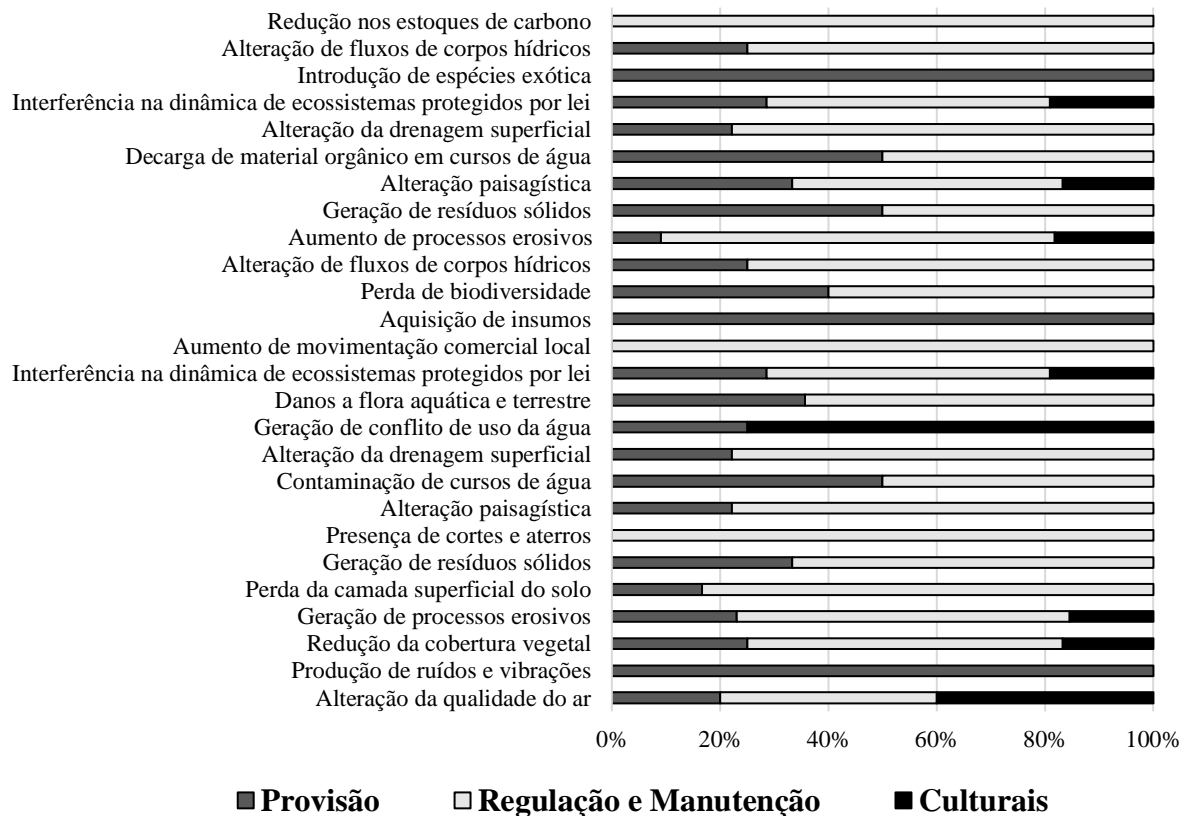


Aproximadamente 90% dos impactos atingiram os serviços de provisão, regulação e manutenção (Figura 2), os serviços destas classes estão geralmente atrelados as principais funções ecossistêmicas, comumente fornecidos por componentes estruturais e biofísicos dos ecossistemas além de serem majoritariamente sinérgicos a outros componentes ambientais, serviços e ecossistemas. Ressalta-se que, associado a isso está a oferta abundante dos serviços de regulação e manutenção em ambientes costeiros, na América Latina e Caribe (Magalhães Filho *et al.*, 2022), no Brasil (Araujo *et al.*, 2021; Silva; Beltrão; Morales, 2021) e na região Nordeste do Brasil (Saldanha; Costa, 2019; Santos; Costa; Cestaro, 2021; Costa *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2022).

Essa prevalência de impacto em classes específicas de SE também pode ser visualizada quando avaliado a relação de porcentagem de serviços afetados conforme Tabela 8. Aproximadamente 40% (15) dos impactos afetaram entre 1 a 25% dos serviços ecossistêmicos, valor de impacto relativamente alto quando considerado que, outros 32% (12) estão distribuídos

em três classes posteriores de 26 a 50% (09), 51 a 75% (02) e 76 a 100% (01). Os impactos socioeconômicos positivos foram menos incisivos aos serviços ecossistêmicos, tal comportamento está majoritariamente associado ao fornecimento de benefícios às comunidades humanas que não têm os ecossistemas como fonte primária de oferta, mas sim, a atuação das relações mercadológicas de emprego e renda. Nossos achados corroboram com Gallardo, Rosa e Sánchez, (2022), em pesquisa desenvolvida no estado de São Paulo, na qual os autores também apontam este comportamento e o atrelam a natureza indireta dos impactos sociais por não estarem diretamente ligados as mudanças biofísicas no ambiente.

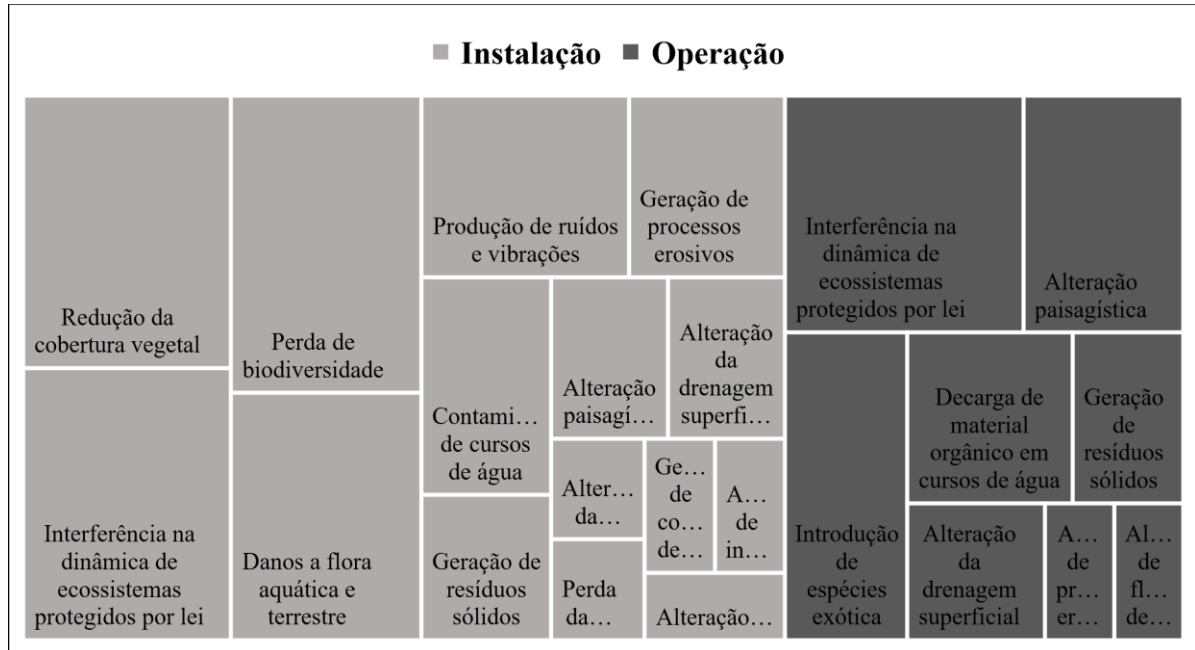
**Figura 3.** Impactos ambientais gerados nas fases de instalação e operação de empreendimento de cultivo de camarão que afetaram os serviços ecossistêmicos.



Paralelamente, os impactos que implicaram a redução vegetacional, alterações em usos da terra e alterações em processos de ciclos biogeoquímicos foram aqueles que mais afetaram os serviços ecossistêmicos (Figura 3). Observa-se que, os serviços mais afetados, foram resultados da promoção de alterações estruturais, biofísicas e diretas nos ecossistemas, ao tempo que impactos sob serviços culturais foram menos evidentes na área em estudo. Destacamos que,

a sinergia entre os impactos sob os SE também deve ser essencialmente considerada, sobretudo, devido a dinamicidade e retroalimentação de processos e componentes ecossistêmicos.

**Figura 4.** Impactos ambientais sob os serviços ecossistêmicos promovidos pela carcinicultura em diferentes fases do licenciamento ambiental.



Quanto as fases, a fase de instalação representou aquela com o maior número de impactos aos serviços ecossistêmicos (Figura 4), dentre eles, a redução da cobertura vegetal, a interferência na dinâmica de ecossistemas protegidos por lei e a perda da biodiversidade foram aqueles que mais afetaram os serviços ecossistêmicos. A fase de instalação de um empreendimento carcinícola comumente representa aquela em que ocorrem as maiores alterações diretas nos usos da terra, haja vista a intensa alteração na cobertura do solo, movimentação de massas, deposição de sedimentos e dispersão de material particulado. Esse fato não está restrito a carcinicultura, Lima *et al.* (2022) em uma análise de documental de estudos de impacto ambiental de usinas fotovoltaicas também apontam a prevalência de impactos ambientais na fase de implementação do empreendimento.

Nesse sentido, torna-se imprescindível, quando se deseja, investigar e minimizar os impactos os serviços ecossistêmicos que sejam consideradas as diferentes fases do empreendimento. Tendo em vista que, os impactos mais incivos, apontados na Figura 28, ainda que cumulativos tem grande reversibilidade e podem ser alvos de medidas de prevenção e mitigação. Para Sánchez (2020), medidas para evitar a ocorrência de impactos são preferíveis às medidas de redução ou minimização de impactos.

Os serviços mais impactados foram a captura e o estoque de carbono, regulação de ciclos biogeoquímicos e habitats para espécies aquáticas (Figura 5). A medida que os serviços menos impactados foi a alimentação animal e o controle topográfico de ventos. Evidencia-se que os serviços também sinérgicos, ou seja, advindos de diferentes fontes, foram mais afetados. Reconhecer esse comportamento é imprescindível, particularmente quando se pensa em medidas de gestão e mitigação de impactos aos serviços. Uma vez que os serviços tornam-se mais difíceis de serem esgotados em quando advém de múltiplas fontes, contudo, sua abundância os fazem alvos diretos, especialmente, de impactos também sinérgicos.

A perda vegetacional e sua consecutiva alteração nos estoques de carbono (Cleyndert *et al.*, 2020) em ecossistemas costeiros é alarmante, dado a alta capacidade natural de estoque nos solos e na vegetação (Alongi, 2020; Alongi, 2022) e consequente alta dispersão ou acreção em suscetibilidade dispersativa quando estes ecossistemas são impactados (Alongi, 2022). Por conseguinte, alteram-se outros importantes fluxos e ciclos diretamente dependentes (Carugati *et al.*, 2018). Carugati *et al.*, (2018) em pesquisa sobre os impactos na biodiversidade e nas funções ecossistêmicas em manguezais apontam alterações significativas nos teores de carbono e material orgânico em diferentes estados de conservação, e destacam que, as alterações no manguezal, por exemplo, podem acarretar danos a ecossistemas e funções vizinhas.

Nesse sentido, a perda sistêmica de *habitats* e sucessiva perda de biodiversidade majoritariamente endêmica são agravantes incontestáveis na manutenção de outras formas de vida não humanas. Vale destacar, a perda indireta de componentes e espécies de diferentes níveis da cadeia trófica, inclusive aquelas usadas na alimentação humana. Para Gutierrez, Bekessy e Gordon (2021) a integração explícita dos SE poderia oferecer oportunidade para aumentar o papel estratégico da avaliação de impacto. Costanza *et al.*, (2017) por sua vez, destacam que a produção conjunta dos SE deve ser considerada, sobretudo para maximizar os benefícios líquidos para a sociedade.

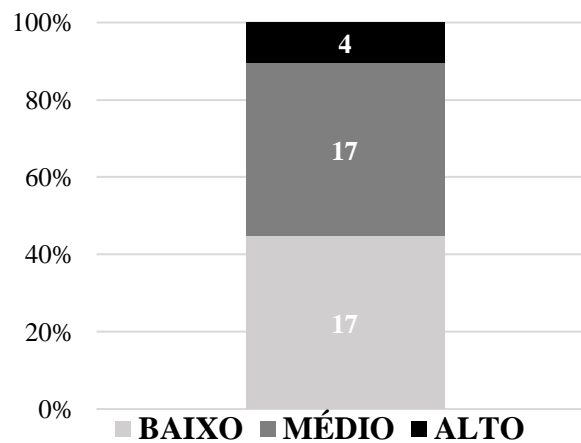
À vista disso, a corrente abordagem metodológica pode fortalecer o estabelecimento estratégico de soluções a partir da diagnose não apenas da perda de densidade florestal, por exemplo, mas especialmente da perda de funções e serviços ecossistêmicos. Essa aptidão metodológica é significativa na maioria das atividades potencialmente poluidoras, como a carcinicultura, desenvolvidas nas zonas costeiras. Levantamentos dos impactos em razão da redução de áreas vegetadas em ambientes costeiros são frequentes, contudo, boa parte ainda é incapaz de considerar seus efeitos positivos e negativos sobre os SE.

O estabelecimento dos tanques de carcinicultura fornecem numerosos impactos positivos econômicos, estes impactos por sua vez, não representam ameaças diretas aos serviços ecossistêmicos, mas sim auxiliam no fornecimento de serviços de provisão. Costa *et al.*, (2021) destacam tal comportamento ao avaliarem o sistema estuarino Galinhos-Guamaré no Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil, espacializando os SE fornecidos por zonas úmidas, dentre elas, áreas de cultivo de camarão. Corroborando com nossos achados, Zhang e Ramirez (2019) em estudo sobre SE em Barcelona, na Espanha, apontaram que áreas artificiais (antropizadas) possuem pouca ou nenhuma oferta de serviços ecossistêmicos.



O enquadramento dos impactos aos parâmetros da AIA conforme figura 7 proporcionou o reconhecimento de 90% dos impactos entre baixo a médio impacto ambiental, ao tempo que apenas 10% foram considerados de alto impacto (Figura 6). Os impactos considerados altos mantinham abrangência global, irreversíveis e diretos, além de deterem média a grande magnitude, aditivos e sinérgicos e duram de médio a longo prazo. Ao tempo que os impactos ambientais baixos e médios obtiveram distribuição mais heterogênea entre os parâmetros da AIA, com prevalência de impactos reversíveis e aditivos. Nossos achados demonstram que poucos impactos foram considerados de alto GIA, todavia, esses incidem de modo sistêmico e estratégico sob os componentes ambientais, ao tempo que impactos considerados baixos e médios apresentaram baixa sinergia e grande potencial reversível.

**Figura 6.** Gráfico de distribuição de classe de impacto ambiental



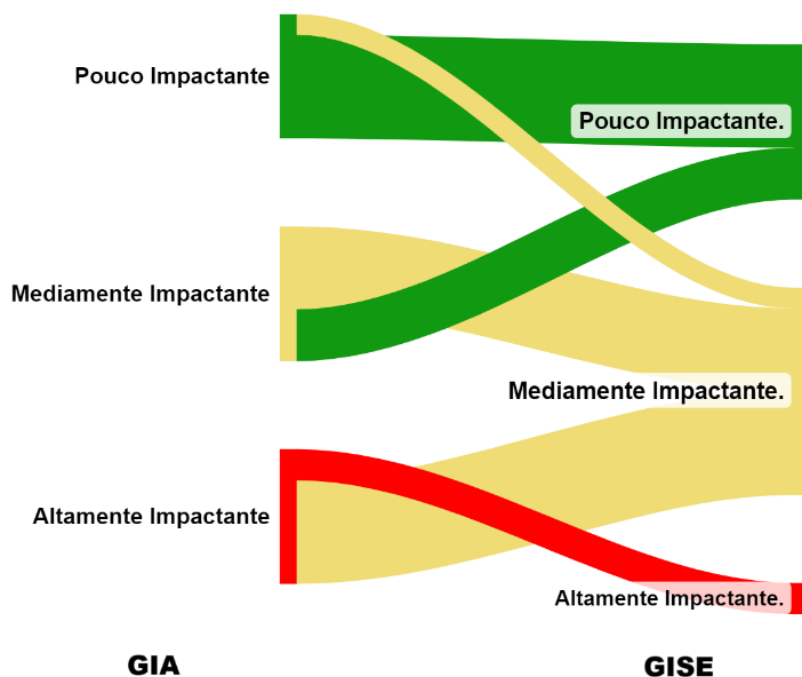
Sob a ótica dos serviços ecossistêmicos, os valores de GISE concentraram-se em impactos mediamente impactantes e em grande medida não maximizaram danos ao considerar os SE, pelo contrário, por vezes a acreção da abordagem ecossistêmica alterou o grau de impacto (Figura 8). Tal assertiva colabora com o etendimento do comportamento dos serviços ecossistêmicos e destaca a não linearidade e não proporcionalidade direta entre os impactos ambientais a componentes específicos dos ecossistemas, como os serviços. O comportamento reverbera a necessidade literária destacada e demonstra que o modelo de AIA inicial foi incapaz de compreender os danos causados aos SE intrinsecamente. De outro modo, a simples associação de altos graus de impactos ambientais implicam em severos impactos aos SE não é verídica em empreendimento costeiro carcinicola (Figura 7).

**Figura 7.** Matriz de impactos a serviços ecossistêmicos em empreendimento de carcinicultura nas fases de instalação e ocupação

<i>Impacto</i>	INSTALAÇÃO											<i>Classe GIA</i>	<i>PPS</i>	<i>GISE</i>	<i>Descrição GISE</i>
	<i>MG</i>	<i>AB</i>	<i>RV</i>	<i>CM</i>	<i>DR</i>	<i>OD</i>	<i>AI</i>	<i>CICN</i>	<i>TDIA</i>	<i>GIA</i>					
Alteração da qualidade do ar	1	3	1	1	1	1	8	1	1	2	PI	1	3	PI	
Produção de ruídos e vibrações	1	2	1	2	1	1	8	1	1	2	PI	1	3	PI	
Redução da cobertura vegetal	2	3	3	2	3	2	15	3	3	6	AI	4	10	AI	
Geração de processos erosivos	2	2	1	3	2	2	12	2	2	4	MI	2	6	MI	
Perda da camada superficial do solo	3	2	3	2	2	2	14	2	2	4	MI	1	5	MI	
Geração de resíduos sólidos	1	2	1	2	1	1	8	1	3	4	MI	1	5	MI	
Presença de cortes e aterros	3	1	1	1	1	1	8	1	2	3	PI	2	5	MI	
Alteração paisagística	3	2	3	1	3	2	14	2	3	5	AI	2	7	MI	
Contaminação de cursos de água	2	2	1	2	2	2	11	2	2	4	MI	1	5	MI	
Alteração da drenagem superficial	3	2	1	2	2	1	11	2	2	4	MI	2	6	MI	
Geração de conflito de uso da água	1	2	1	1	2	1	8	1	2	3	PI	1	4	PI	
Danos a flora aquática e terrestre	2	2	1	3	3	2	13	2	3	5	AI	2	7	MI	
Interferência na dinâmica de ecossistemas protegidos por lei	3	2	1	3	3	2	14	2	3	5	AI	3	8	AI	
Aumento de movimentação comercial local	1	1	1	2	1	1	7	1	2	3	PI	1	4	PI	
Aumento de arrecadação tributária	3	2	1	1	2	2	11	2	3	5	AI	0	5	MI	
Geração de emprego	3	2	1	1	2	2	11	2	1	3	PI	0	3	PI	
Aquisição de insumos	3	2	1	1	1	2	10	1	1	2	PI	1	3	PI	
Risco de acidentes no trabalho	3	1	1	2	2	2	11	2	1	3	PI	0	3	PI	
Perda de biodiversidade	3	3	3	3	3	2	17	3	2	5	AI	2	7	MI	
Alteração de fluxos de corpos hídricos	2	3	3	3	2	2	15	3	3	6	AI	1	7	MI	
Redução nos estoques de carbono	3	3	1	3	3	1	14	2	3	5	AI	1	6	MI	
<i>Impacto</i>	OPERAÇÃO											<i>Classe</i>	<i>PPS</i>	<i>GISE</i>	<i>Descrição GISE</i>
	<i>MG</i>	<i>AB</i>	<i>RV</i>	<i>CM</i>	<i>DR</i>	<i>OD</i>	<i>AI</i>	<i>CLIES</i>	<i>TEND</i>	<i>GIA</i>					
Aumento de processos erosivos	2	2	1	2	2	1	10	1	2	3	PI	2	5	MI	
Geração de resíduos sólidos	2	1	1	1	1	1	7	1	3	4	MI	1	5	MI	
Alteração paisagística	3	2	3	1	3	2	14	2	2	4	MI	2	6	MI	
Decarga de material orgânico em cursos de água	3	2	3	2	2	2	14	2	3	5	AI	1	6	MI	
Alteração da drenagem superficial	3	2	1	2	2	2	12	2	2	4	MI	2	6	MI	
Interferência na dinâmica de ecossistemas protegidos por lei	3	2	1	3	3	2	14	2	3	5	AI	3	8	AI	
Introdução de espécies exótica	3	3	1	2	3	1	13	2	3	5	AI	1	6	MI	
Alteração de fluxos de corpos hídricos	3	3	3	2	2	2	15	3	3	6	AI	1	7	MI	
Redução nos estoques de carbono	3	3	1	3	3	1	14	2	3	5	AI	1	6	MI	
Redução de importação de pescados externos	2	2	1	1	1	1	8	1	3	4	MI	0	4	PI	
Geração de emprego	2	1	1	1	1	2	8	1	3	4	MI	0	4	PI	
Aumento de arrecadação tributária	2	2	1	1	2	2	10	1	3	4	MI	0	4	PI	
Crescimento econômico	2	2	1	1	2	2	10	1	3	4	MI	0	4	PI	
Controle de qualidade do camarão	3	2	1	1	1	2	10	1	2	3	PI	0	3	PI	
Tratamento de efluentes	3	1	1	2	1	1	9	1	2	3	PI	0	3	PI	
Locação de insumos e serviços	2	2	1	1	2	1	9	1	1	2	PI	0	2	PI	
Maior oferta de produto (Camarão)	2	2	1	1	2	2	10	1	3	4	MI	0	4	PI	

\*PI – Pouco impactante; MI - Mediamente impactante; AI – Altamente impactante; GIA – Grau de Impacto Ambiental; GISE – Grau de Impacto aos Serviços Ecossistêmicos

**Figura 8.** Diagrama de Sankey do fluxo entre o Grau de Impacto Ambiental (GIA) e Grau de Impacto aos Serviços Ecosistêmicos.

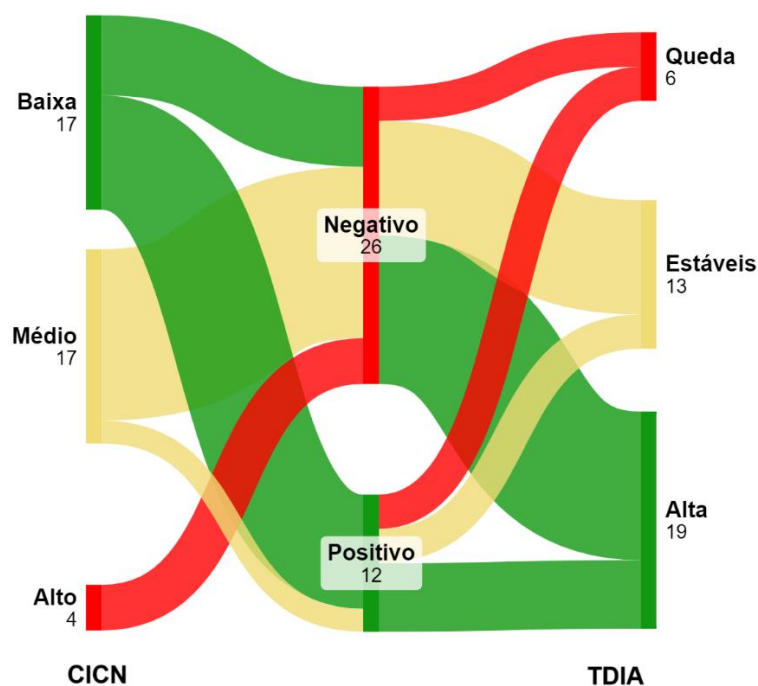


Aproximadamente 37% do GIA alteraram seu grau de classificação quando considerado o GISE, desses, 32% decresceram seu grau de impacto, enquanto apenas 5% foram acrescidos em grau de impacto (Figura 8). A presença de cortes e aterros e o aumento de processos erosivos foram parte desses 5%, esse afetou quase todos os serviços de regulação e manutenção levantados, ao tempo que aquele distribuiu seus danos nas três classes de SE levantadas.

63% dos impactos não obtiveram alteração de grau, mantendo-se em sua respectiva classe mesmo após a acresção dos serviços ecossistêmicos, sobretudo, pouco e mediamente impactante. A conservação dos impactos em suas classes aponta tanto a presença de impactos negativos que afetam os ecossistemas e seus serviços de modo similar, ou seja, não representam ameaças mais severas aos SE, quanto a baixa capacidade de impactos positivos em minimizar o potencial impactante aos SE. Esse comportamento continua sujeito tanto a influência da natureza do impacto quanto ao seu comportamento ao longo do tempo. A Figura 9 aponta que grande parte dos impactos baixos e médios são negativos e estes, em sua maioria, tendem a aumentar ao longo do tempo. Os impactos positivos por sua vez apresentam baixo impacto ambiental e em sua maioria tendem estabilidade e aumento.

**Figura 9.** Diagrama de Sankey do fluxo entre o Classificação de Impacto Conforme a Natureza

(CICN) e Tendência do Impacto Ambiental (TDIA).



A compreensão da tendência dos impactos ambientais pode ser uma importante ferramenta de gestão e compensação de impactos aos serviços ecossistêmicos. Nossos achados apontam que 50% dos impactos ambientais (positivos e negativos) apresentaram TDIA Alta, enquanto apenas 38,4% dos impactos negativos apresentaram estabilidade e 12% queda. Destaca-se que os impactos que aumentam ao longo do tempo são altamente sinérgicos e de longa duração, os quais demandam de medidas de gestão que, para serem efetivas, considerem o tanto os parâmetros da AIA quanto os impactos aos SE. O diagnóstico dos impactos aos serviços ecossistêmicos favoreceu a avaliação holística dos impactos nos diferentes componentes e suas sinergias. Ao tempo que, isoladamente, sua análise pode não representar tais atributos. Sánchez (2020), destaca esse atributo dos SE e aponta que a abordagem transversal e de perspectiva integradora dos SE está na divisão entre o meio físico, biótico e antrópico.

Ressaltamos que considerar o comportamento dos impactos nas diferentes etapas metodológicas foi importante no processo interpretativo e na compreensão da dinâmica entre os diferentes componentes ambientais. De outro modo, a classificação dada pelo índice GISE foi assertiva e objetiva na caracterização dos graus de impacto e coadunou com o comportamento dos impactos nas demais fases de avaliação. Destacamos que a metodologia proposta contempla tanto os parâmetros essenciais da Avaliação de Impacto Ambiental, quanto ferramentas de monitoramento, fator que favorece sua aplicabilidade

em diferentes cenários de avaliação. Cabendo, por fim, ao(s) responsável(eis) técnico(s) pelo levantamento o estabelecimento das medidas de mitigação e compensação ambiental aos impactos a partir do diagnóstico gerado.

#### **5.2.4. Considerações Finais**

A avaliação de impacto ambiental baseada em serviços ecossistêmicos revelou-se uma ferramenta organizada e inovadora para analisar os efeitos hipotéticos da carcinicultura em ambientes costeiros. Nossa proposta metodológica quali-quantitativa permitiu identificar 38 impactos ambientais em diferentes fases do empreendimento e 28 serviços ecossistêmicos, destacando o predomínio de impactos nos serviços de regulação e manutenção. Esses resultados estão em consonância com estudos em outras regiões do Brasil que ressaltam a vulnerabilidade desses serviços, especialmente relacionados ao ciclo hidrológico.

Nossos achados destacam a predominância dos impactos nos serviços essenciais de provisão, regulação e manutenção, enfatizando a interconexão desses serviços com as funções ecossistêmicas fundamentais e com alterações biofísicas. Além disso, os impactos negativos, especialmente relacionados à redução vegetacional e alterações nos ciclos biogeoquímicos, ressaltam em impactos diante da carcinicultura. A iniciativa de acreção da avaliação de tendência de impacto mostrou-se relevante sobretudo na identificação do comportamento dos serviços diante da ação impactante e no auxílio a tomada de decisão.

A análise dos impactos sob a perspectiva dos serviços ecossistêmicos revelou uma relação complexa entre os diferentes componentes ambientais, reforçando a importância de uma abordagem integradora dos serviços ecossistêmicos na avaliação de impactos. Apontamos que a simples análise dos impactos ambientais aos componentes não torna intrínseco os impactos aos serviços ecossistêmicos, cabendo, portanto, uma análise criteriosa da relação impacto-serviço. Nossa metodologia proporciona uma compreensão holística dos impactos sobre os SE, auxiliando na identificação de medidas de gestão mais eficazes.

É crucial ressaltar que, embora nosso método seja inovador, ele não substitui outras formas de avaliação, mas complementa e facilita o processo de avaliação de impacto ambiental. Pretendemos disponibilizar essa metodologia para validação em avaliações reais, garantindo sua aplicabilidade e eficácia em contextos práticos e em atividades potencialmente poluidoras distintas. Dessa forma, esperamos contribuir para o

desenvolvimento de estratégias mais sustentáveis na gestão e avaliação de impactos aos empreendimentos costeiros, como a carcinicultura, preservando a integridade dos ecossistemas e dos serviços que eles fornecem.

### 5.2.5 Referências

- AFONSO, F.; FÉLIX, P.M.; CHAINHO, P.; HEUMULLER, J.A.; LIMA, R.F.; RIBEIRO, F.; BRITO, A.C. Community perceptions about mangrove ecosystem services and threats. **Regional Studies in Marine Science**, v. 49, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102114>
- ALONGI, D. M. Impacts of Climate Change on Blue Carbon Stocks and Fluxes in Mangrove Forests. **Forests**, v. 13, n. 2, p. 149, 2022. <https://doi.org/10.3390/f13020149>
- ALONGI, D.M. Carbon cycling in the world's mangrove ecosystems revisited: Significance of non-steady state diagenesis and subsurface linkages between the forest floor and the coastal ocean. **Forests**, v. 11, n.9, 2020. <https://doi.org/10.3390/f11090977>
- ANDRADE, M. M.; TURRA, A. Advancing towards the implementation of ecosystem-based environmental impact assessment for coastal zone. **Ocean and Coastal Management**, v. 215, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105973>
- ARAÚJO, A.C.P.S.; SANTOS, D.S.; LINS-DE-BARROS, F.; HACON, S.S. Linking ecosystem services and human health in coastal urban planning by DPSIWR framework. **Ocean and Coastal Management**, v. 210, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105728>
- BARBOSA, D.L.S., ALMEIDA, K. S., SOUSA JÚNIOR, E. L., MORAIS, R. C. S., IWATA, B. F. Padrões espaciais e usos da terra em manguezais do Delta do Parnaíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v 14, n. 7. 2021.
- BARAKAT, A.; OUARGAF, Z.; KHELLOUK, R.; JAZOUULI, A.E.; TOUHAMI, F. Land Use/Land Cover Change and Environmental Impact Assessment in Béni-Mellal District (Morocco) Using Remote Sensing and GIS. **Earth Systems and Environment**, v.3, p.113-125, 2019. <https://doi.org/10.1007/s41748-019-00088-y>
- CABRAL, L. J. R. S.; VALLADARES, G. S. ; PEREIRA, M.G.; PINHEIRO JUNIOR, C.R. ; LIMA, A.M. ; FROTA, J.C.O. ; AMORIM, J.V. A. Classificação dos solos da Planície do Delta do Parnaíba, PI. **Revista Brasileira De Geografia Física**, v. 12, p. 1, 2019. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.4.p1466-1483>
- CABRAL, L. J.R. S.; VALLADARES, G. S. ; AQUINO, R. P. Caracterização Pedológica da Planície Costeira do Estado do Piauí. **Geografia: Publicações Avulsas**, v. 2, p. 82, 2020.
- CARUGATI, L.; GATTO, B.; RASTELLI, E.; MARTIRE, M.L.; CORAL, C.; GRECO, S.; DANOVARO, R. Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 2018.

<https://doi.org/10.1038/s41598-018-31683-0>

CLEYNDERT, G.J.; CUNI-SANCHEZ, A.; SEKI, H.A.; SHIRIMA, D.D.; MUNISHI, P.K.T.; BURGESS, N.; CALDERS, K.; MARCHANT, R. The effects of seaward distance on above and below ground carbon stocks in estuarine mangrove ecosystems. **Carbon Balance and Management**, v. 15, n. 1, 2020. <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00161-4>

COSTA, D. F. DA S.; OLIVEIRA, A.M.; SOUZA, A.C.D.; GUEDES, D.R.C.; NASCIMENTO, D.R.C. Serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas úmidas do sistema estuarino Galinhos-Guamaré (RN), Nordeste do Brasil. **Revista da ANPEGE**, v. 16, n. 31, p. 115-135, 2021. <https://doi.org/10.5418/ra2020.v16i29.8585>

COSTA, D.F.S.; SOUZA, A.C.D.; PINHEIRO, L.S.; OLIVEIRA, A.M.; GUEDES, D.R.C.; NASCIMENTO, D.M. Mapping and Assessment of Landscape's Capacities to Supply Ecosystem Services in the Semi-Arid Coast of Brazil-A Case Study of Galinhos-Guamaré Estuarine System. **Coasts**, v. 2, n. 3, p. 244-258, 2022. <https://doi.org/10.3390/coasts2030012>

COSTANZA, R.; GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**. v. 28, p.1-16, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>

COSTANZO, B. P.; SÁNCHEZ, L. E. Innovation in impact assessment theory and practice: How is it captured in the literature? **Environmental Impact Assessment Review**, v. 79, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106289>

DE ANDRÉS, M.; BARRAGÁN, J. M.; GARCÍA SANABRIA, J. Ecosystem services and urban development in coastal Social-Ecological Systems: The Bay of Cádiz case study. **Ocean & Coastal Management**. v. 154, p. 155-167, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.011>

EEA - EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. Europe's Environment: The Dobris Assessment. Copenhagen: European Environmental Agency, 1995.

GALLARDO, A. L. C. F.; ROSA, J. C. S.; SÁNCHEZ, L. E. Addressing ecosystem services from plan to project to further tiering in impact assessment: Lessons from highway planning in São Paulo, Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 92, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2021.106694>

GENELETTI, D. Handbook on Biodiversity and Ecosystem Services in Impact Assessment. Northampton, USA: Edward Elgar, p. 528, 2016. <https://doi.org/10.4337/9781783478996.00028>

GUTIERREZ, M.; BEKESSY, S. A.; GORDON, A. Biodiversity and ecosystem services in strategic environmental assessment: An evaluation of six Australian cases. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 87, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2021.106552>

HARKER, K. J.; ARNOLD, L.; SUTHERLAN, I.J.; GERGEL, S.E. Perspectives from landscape ecology can improve environmental impact assessment. **FACETS**, v.6, p.358-378, 2021. <https://doi.org/10.1139/facets-2020-0049>

HUANG, C. W.; HSIEH, C. H.; CHEN, C. I. To see what we need: recognizing ecosystem services in a campus landscape through environmental education. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 19, n. 2, p. 199-210, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11355-022-00536-4>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE Cidades. 2023. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 22/10/2023

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

LANDSBERG, F.; TREWEEK, J.; MERCEDES-STICKLER, M.; HENNINGER, N.; VENN, O. Weaving ecosystem services into impact assessment: A step-by-step method. Abbreviated version 1.0.2013. Washington, DC: **World Resources Institute**, 2013.

LIMA, P.T.D.; MARIANO NETO, M.; ABRAHÃO, R. Análise dos processos de avaliação de impacto ambiental em usinas fotovoltaicas no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.15, n.03, p. 1260-1273, 2022.

LIMA, T.B.B.; SILVA, M.R.F.; CARVALHO, R.G. Pesca artesanal, carcinicultura e manguezal: perspectivas da Lei nº 12.651/2012 e o uso de apicuns e salgados em Canguaretama/RN. **Sociedade e Natureza**, v.31, n.1, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/SN-v31n1-2019-37481>

LENHARD, J.C. **Gestão ambiental portuária com base ecossistêmica: proposta para o porto de Porto Alegre, RS, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p.107, 2023

LONGO, M.H.C.; RODRIGUES, R.R. Análise de serviços ecossistêmicos na Avaliação de Impacto Ambiental: proposta de aplicação em um empreendimento minerário. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v.43, p.103-125, 2017. <https://doi.org/10.5380/dma.v43i0.54106>

MAGALHÃES FILHO, L.; ROEBELING, P.; VILLASANTE, BASTOS, M.I. Ecosystem services values and changes across the Atlantic coastal zone: Considerations and implications. **Marine Policy**, v. 145, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105265>

MAYEMBE, R.; SIMPSON, N.P.; RÚMBLE, O.; NORTON, M. Integrating climate change in Environmental Impact Assessment: A review of requirements across 19 EIA regimes. **Science of the Total Environment**. v.869, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161850>

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington, DC: Island Press, 2003. Disponível em: [http://pdf.wri.org/ecosystems\\_human\\_wellbeing.pdf](http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf). Acesso em: 23 out. 2022.

MEDEIROS, R. M.; CAVALCANTI, E.P.; DUARTE, J.F.M. Classificação climática de köppen para o estado do Piauí - Brasil. **Revista Equador**. v. 9, p. 82-99, 2020. <https://doi.org/10.26694/equador.v9i3.9845>

MERVEN, R.; APPADOO, C.; FLORENS, V.; IRANAH, P. Dependency on mangroves ecosystem services is modulated by socioeconomic drivers and socio-ecological changes-insights from an insular biodiversity hotspot, PREPRINT (Version 1) available at Research Square, 2023. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2970503/v1>

OECD. OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, France. 1993.

OLIVEIRA, M.A.C.; GOMES, E.R.; ROCHA, G.C. Environmental Impacts (Negative And Positive) Of Breeding In Coastal Environments: Evaluation From Bibliometric Analysis. **Revista de Geociências do Nordeste**, v.7, n.º, p.193-201, 2021.

PUTRICK, S.C.; PERINOTTO, A.R.C. The Rota das Emoções in the touristic context of Northeast region of Brazil. **Journal of Multidisciplinary Academic Tourism**, v.7, n.1, p. 19-29, 2022.

SOUZA, A.P.S.; SOUZA, I.S.; OLAVO, G.; LOBÃO, J.S.B.; JOSÉ, R.V. Mapeamento e identificação de vetores responsáveis pela supressão do manguezal na zona costeira do Baixo Sul da Bahia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.12, n.07, p.2503-2521, 2019.

ROZAS-VASQUES, D.; FURST, C.; GENELETTI, D. Integrating ecosystem services in spatial planning and strategic environmental assessment: The role of the cascade model. **Environmental Impact Assessment Review**, v.78, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106291>

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**, Goiânia-GO, v.13, n3, p.263-282, 2019. <https://doi.org/10.5216/ag.v13i3.54443>

SÁNCHEZ, L.E. Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos. 3 ed. atual. São Paulo: Oficina de Textos, 2020.

SANTOS, N. M.; COSTA, D. F. DA S.; CESTARO, L. A. Identificação e mapeamento dos Serviços Ecossistêmicos de provisão no Manguezal do Rio Tijupá, Ilha do Maranhão (Região Nordeste Do Brasil). **Caminhos de Geografia**, v. 22, n. 79, p. 276-294, 2021. <https://doi.org/10.14393/RCG227954259>

SEPTANIL, M. P. B.; PINTO, L.; CAMPANHÃO, L. M.B. Inclusão dos serviços ecossistêmicos em estudos de impacto ambiental: evidência empírica no estado de São

Paulo. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 43, 2017.

<https://doi.org/10.5380/dma.v43i0.54163>

SILVA, B.R.V.; BAPTISTA, E.M.C.; MOURA, L.S. Elementos da geodiversidade para a geoconservação do litoral do Piauí. **Revista da Academia de Ciências do Piauí**, v. 3, n. 3, 2022. <https://doi.org/10.29327/261865.3.3-2>

SILVA, C. H. S.; LIMA, I.M.M.F. Coast of the state of Piauí: Proposal for compartmentation. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 1, p. 17-32, 2020. <https://doi.org/10.20502/rbg.v21i1.1459>

SILVA-JÚNIOR, J.J.; NICACIO, G.; RODRIGUES, G.G. A carcinicultura nos manguezais do nordeste brasileiro: problemáticas socioambientais nas comunidades tradicionais. **Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais**, v.9, p.70-84, 2020. <https://doi.org/10.46802/rmsde.v9i2.245816>

SILVA, M.G.; BELTRÃO, N. E. S.; MORALES, G. P. Avaliação e mapeamento dos serviços ecossistêmicos ofertados pela Reserva Biológica Nascentes da Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. **Geosul**, v. 36, n. 78, p. 516-536, 2021. <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e71192>

SILVA, H. J. H.; PIERRI, N. A retomada da carcinicultura no Brasil (2012 –2020): flexibilização das normativas e impactos socioambientais. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 60, p. 182-205, 2022.

SOUSA, J. L. M.; FIGUEREDO, E. de S.; SANTOS-FILHO, F. S. Spatial evolution of the Coastal Tablelands: the case of DITALPI on the northern coast. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 10, 2020. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i10.9098>

SOUZA, A. P. D.; TEODORO, P. E.; TEODORO, L. P. R.; TAVEIRA, A. C.; DE OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; DELLA-SILVA, J. L.; BAIO, F. H. R.; LIMA, M.; SILVA JUNIOR, C. A. Application of remote sensing in environmental impact assessment: a case study of dam rupture in Brumadinho, Minas Gerais, Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v.193, n. 606, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09417-z>

STENDAHL, M.-F.; DUBOIS, M.-C.; FORGUES, D.; HJELSETH, E. Building Information Modeling for Environmental Impact Assessment in Early Design Phases: A Literature Review. **Open Journal of Applied Sciences**, v. 12, n. 01, p. 59-81, 2022. <https://doi.org/10.4236/ojapps.2022.121006>

SU, J.; GASPARATOS, A. Perceptions about mangrove restoration and ecosystem services to inform ecosystem-based restoration in Large Xiamen Bay, China. **Landscape and Urban Planning**, v. 235, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104763>

TURRA, A.; AMARAL, A. C. Z.; CIOTTI, A. M.; WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. R.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; MARQUES, A. C.; SIEGLE, E.; SINISGALLI, P. A. D. A.; SANTOS, C. R. D.; CARMO, A. B. D. Avaliação de impacto ambiental sob uma abordagem ecossistêmica: ampliação do Porto De São Sebastião. **Ambiente &**

**Sociedade**, v.20, n.3, p.155-176. 2017. <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC166V2022017>

ZHANG, S.; RAMÍREZ, F. M. Assessing and mapping ecosystem services to support urban green infrastructure: The case of Barcelona, Spain. **Cities**, v. 92, p. 59-70, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.03.016>

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS: LIMITAÇÕES, CONTRIBUIÇÕES E PERSPECTIVAS**

A pesquisa realizou um diagnóstico ambiental abrangente a partir de indicadores ambientais FPEIR dos serviços ecossistêmicos fornecidos por manguezais e restingas no litoral piauiense. O levantamento fitossociológico permitiu identificar uma diversidade de indivíduos vegetais em ambos os ecossistemas, com 18 famílias botânicas presentes. Foi observado que áreas conservadas apresentaram maior diversidade e melhores condições fitossanitárias, enquanto áreas perturbadas por pressões antrópicas sofreram maior impacto, especialmente em restingas. A avaliação da dinâmica costeira e dos impactos ambientais em diferentes manguezais e restingas evidenciou as consequências da urbanização, do comércio e de atividades aquícolas, como a carcinicultura. As áreas conservadas de restingas e manguezais mostraram maior riqueza de espécies e melhores condições vegetacionais, destacando a importância da preservação para a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

A aplicação de avaliação de serviços ecossistêmicos em etapas da Avaliação de Impacto Ambiental revelou-se uma ferramenta valiosa para analisar os efeitos de empreendimentos costeiros. Os resultados destacaram a predominância de impactos nos serviços de regulação e manutenção, relacionados principalmente à redução vegetal e alterações nos ciclos biogeoquímicos. Essa abordagem inovadora complementa métodos tradicionais e auxilia na tomada de decisões mais eficazes. Além disso, foi desenvolvido um roteiro simplificado para a aplicação da metodologia desenvolvida, facilitando sua utilização em contextos práticos e potencialmente poluentes. Essa metodologia oferece uma visão holística dos impactos sobre os serviços ecossistêmicos, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias mais sustentáveis na gestão de empreendimentos costeiros.

No tocante as hipóteses da pesquisa, destacamos que os ecossistemas costeiros em unidades de conservação ofereceram mais serviços ecossistêmicos em todas as classes, ao tempo que os ecossistemas perturbados mantiveram maior oferta de serviços de regulação e manutenção. Isso se deu em razão da permanência de atividades insustentáveis e a incidência de pressões e impactos ambientais sob os serviços que, em grande medida, forçaram a manutenção de processos essenciais dos ecossistemas e consecutiva redução na abundância e tendência dos serviços nos ecossistemas.

Nossa pesquisa apresentou limitações que podem ser objeto de novas avaliações,

como a abordagem dada aos ecossistemas costeiros, nesse sentido incentivamos a validação metodológicas a outros ecossistemas não costeiros, assim como apontamos a realização de avaliações *Ad hoc* a fim de reduzir o nível de subjetividade ou enviesamento de análises e resultados.

As pesquisas futuras podem se beneficiar da metodologia desenvolvida como na valoração econômica dos serviços ecossistêmicos, fornecendo informações sobre os impactos econômicos decorrentes de alterações nos ecossistemas. Além disso, sugerimos que a percepção ambiental acerca dos serviços ecossistêmicos pode ser investigada para compreender melhor a relação entre as comunidades locais e os ecossistemas. Por fim, apontamos a modelagem do comportamento dos serviços ecossistêmicos ao longo do tempo a fim de gerar percepções sobre as tendências futuras e a resiliência dos ecossistemas costeiros. O engajamento dos beneficiários dos serviços em todas as perspectivas citadas é imprescindível na tomada de decisão, no desenvolvimento de pesquisas futuras e quando se almeja promover gestão sustentável e participativa.

Em conclusão, a pesquisa cumpriu seus objetivos ao fornecer uma análise abrangente dos serviços ecossistêmicos em manguezais e restingas do litoral piauiense, além de desenvolver uma metodologia inovadora para avaliação de impacto ambiental. As recomendações para pesquisas futuras oferecem direções para avançar o conhecimento sobre ecossistemas costeiros e seus serviços, contribuindo para a preservação e gestão sustentável desses ambientes.



**APÊNDICE I**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ**  
**PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO**  
**AMBIENTE**  
**MESTRADO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE**

**Responsável:** \_\_\_\_\_

**Ecossistema:** \_\_\_\_\_ **Nível de conservação:** \_\_\_\_\_

**Especialização:** \_\_\_\_\_ **Data:** / /

**ASPECTOS E IMPACTOS AMBIENTAIS**

- Fauna endêmica (caranguejos, siris, mexilhões) \_\_\_\_\_
- Presença de óleos ou graxas \_\_\_\_\_
- Oxidação de ferro no solo \_\_\_\_\_
- Formações calcias (conchas e bivalves) \_\_\_\_\_
- Aves ou ninhos de reprodução de aves \_\_\_\_\_
- Peixes ou ovas de peixe \_\_\_\_\_
- Acessos a área \_\_\_\_\_
- Supressão vegetal \_\_\_\_\_
- Atividades culturais ou religiosas \_\_\_\_\_
- Águas residuárias \_\_\_\_\_
- Próximo a conjuntos habitacionais \_\_\_\_\_
- Uso do fogo \_\_\_\_\_
- Vestígios de uso \_\_\_\_\_

**SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS POTENCIAIS**

- Plantas usadas para alimentação
- Animais usados para nutrição
- Água subterrânea
- Materiais genéticos de toda a biota
- Filtragem, sequestro, armazenamento e acumulação
- Controle de erosão
- Manutenção do fluxo de água
- Purificação do ar
- Controle de inundação
- Polinização e dispersão de sementes
- Simbólico
- Manutenção de berçários
- Regulação de temperatura e umidade
- Recreação
- Esporte
- Científico
- Educacional
- Herança cultural e histórica
- Estético

**OBSERVAÇÕES:**

## APÊNDICE II

### ROTEIRO OBSERVACIONAL : ÁREA \_\_\_\_\_

<p style="text-align: center;"><b>FORÇAS MOTRIZES</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Urbanização</li> <li><input type="checkbox"/> Industrialização e geração de energia</li> <li><input type="checkbox"/> Transporte</li> <li><input type="checkbox"/> Produção de alimentos (agricultura, aquicultura, carcinicultura)</li> <li><input type="checkbox"/> Água</li> <li><input type="checkbox"/> Turismo</li> </ul>	<p style="text-align: center;"><b>PRESSÕES</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Resíduos sólidos</li> <li><input type="checkbox"/> Derramamento de óleo</li> <li><input type="checkbox"/> Emissão de gases</li> <li><input type="checkbox"/> Fluxo de sedimento</li> <li><input type="checkbox"/> Perda de habitats costeiros</li> </ul>
<p style="text-align: center;"><b>ESTADO</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Poluição costeira</li> <li><input type="checkbox"/> Decréscimo da vegetação costeira</li> </ul>	<p style="text-align: center;"><b>IMPACTO</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Erosão costeira</li> <li><input type="checkbox"/> Declínio da biodiversidade</li> <li><input type="checkbox"/> Mudança nas funções dos ecossistêmicos</li> <li><input type="checkbox"/> Impacto a saúde humana</li> <li><input type="checkbox"/> Impacto social e econômico</li> </ul>

- Fauna endêmica (caranguejos, siris, mexilhões) \_\_\_\_\_
- Presença de óleos ou graxas \_\_\_\_\_
- Oxidação de ferro no solo \_\_\_\_\_
- Formações calcias (conchas e bivalves) \_\_\_\_\_
- Aves ou ninhos de reprodução de aves \_\_\_\_\_
- Peixes ou ovas de peixe \_\_\_\_\_
- Acessos a área \_\_\_\_\_
- Supressão vegetal \_\_\_\_\_
- Atividades culturais ou religiosas \_\_\_\_\_
- Águas residuárias \_\_\_\_\_
- Próximo a conjuntos habitacionais \_\_\_\_\_

#### SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

- |  |   |
|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Plantas usadas para alimentação</li> <li><input type="checkbox"/> Animais usados para nutrição</li> <li><input type="checkbox"/> Água subterrânea</li> <li><input type="checkbox"/> Materiais genéticos de toda a biota</li> <li>-----</li> <li><input type="checkbox"/> Filtragem, sequestro, armazenamento e acumulação</li> <li><input type="checkbox"/> Controle de erosão</li> <li><input type="checkbox"/> Manutenção do fluxo de água</li> <li><input type="checkbox"/> Purificação do ar</li> <li><input type="checkbox"/> Controle de inundação</li> <li><input type="checkbox"/> Polinização e dispersão de sementes</li> <li><input type="checkbox"/> Manutenção de berçários</li> <li><br/></li> <li><input type="checkbox"/> Recarga de aquífero</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Regulação de temperatura e umidade</li> <li><input type="checkbox"/> Recreação</li> <li><input type="checkbox"/> Esporte</li> <li><input type="checkbox"/> Científico</li> <li><input type="checkbox"/> Educacional</li> <li><input type="checkbox"/> Herança cultural e histórica</li> <li><input type="checkbox"/> Estético</li> <li><input type="checkbox"/> Simbólico</li> <li><input type="checkbox"/> Atenuação de ruído</li> </ul> |
|--|---|

Observações:

## APÊNDICE III

### INVENTÁRIO DE CAMPO

Título do trabalho:

Técnico:

Data:

GRUPO DE PESQUISA



Matheus de Morais, BPP em Conservação  
de Animais, Aquática e Florestas do Nordeste

#### Planilha 01 (COD: )

LIMITES PONTO 01	LIMITES PONTO 02	LIMITES PONTO 03	LIMITES PONTO 04
Long.	Long.	Long.	Long.
Lat.	Lat.	Lat.	Lat.
Altitude:	Altitude:	Altitude:	Altitude:

Nº	CÓDIGO	N. VULGAR	CAP	ALT(H)	Alt.COPA	INJU	INFES	INFEC	FAUNA
01									
02									
03									
04									
05									
06									
07									
08									
09									
10									
11									
12									
13									
14									
15									
16									
17									
18									
19									
20									
21									
22									
23									
24									
25									
26									
27									
28									
29									
30									
31									
32									
33									
34									
35									
36									
37									
38									
39									

\*Cap-Circunferencia altura do peito/ Alt.Copa-Altura da copa/Inju-Injúrias/ Infec-Infecção/Infes-Infestação.

### APÊNDICE III



#### Planilha 02 (COD: )

Os itens marcados "X" na planilha 01 devem ser descritos conforme numeração.  
(Ex. Infestação: Cupins)

MARQUE COM "X" NA CONDIÇÃO EXPOSTA												
Nº	VITALIDADE		NECROSE				LIQUÊNS			INFESTAÇÃO	INFECÇÃO	FAUNA
	Sim	Não	Ñ	colo	fuste	ramos	Ñ	Diss	Loc			
01												
02												
03												
04												
05												
06												
07												
08												
09												
10												
11												
12												
13												
14												
15												
16												
17												
18												
19												
20												
21												
22												
23												
24												
25												
26												
27												
28												
29												
30												
31												
32												
33												
34												
35												
36												
37												
38												
39												

\*Ñ=Ausente/ Diss= Manchas disseminadas/ Loc=Manchas localizadas.