



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

JULIANE DA COSTA CAVALCANTE

FRAGILIDADE AMBIENTAL NA BACIA DO RIO MOCAJUBA - PA

BELÉM - PA

2020

JULIANE DA COSTA CAVALCANTE

FRAGILIDADE AMBIENTAL NA BACIA DO RIO MOCAJUBA - PA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências, da Universidade Federal do Pará em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Amazônia Oriental e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de Concentração: Clima e Dinâmica Socioambiental na Amazônia

Linha de Pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais.

Orientadora: Profª. Dra. Aline Maria Meiguins de Lima.

BELÉM - PA

2020

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

C376f Cavalcante, Juliane da Costa
Fragilidade ambiental na bacia do rio Mocajuba - PA / Juliane da
Costa Cavalcante. — 2020.
110 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^ª. Dra. Aline Maria Meiguins de Lima
Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais, Instituto de Geociências, Universidade
Federal do Pará, Belém, 2020.

1. Uso e cobertura da Terra. 2. Fragilidade . 3. Manguezais.
I. Título.

CDD 577.698098115

JULIANE DA COSTA CAVALCANTE

FRAGILIDADE AMBIENTAL NA BACIA DO RIO MOCAJUBA.

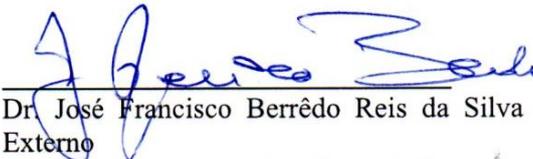
Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em parceria com o Museu Paraense Emílio Goeldi e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária da Amazônia Oriental, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Data de aprovação: 17 / 02 / 2020

Banca Examinadora:



Aline Maria Meiguins de Lima – Orientadora
Doutora em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido
Universidade Federal do Pará – UFPA



Dr. José Francisco Berrêdo Reis da Silva – Membro Externo
Doutorado em Geologia e Geoquímica
Museu Paraense Emílio Goeldi - MPEG



Dr. Marcos Adami (PPGCA/INPE) – Membro Interno
Doutor em Sensoriamento Remoto
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE



Dr. Alan Nunes Araújo – Membro Externo
Doutor em Geografia
Universidade Federal do Pará – IFCH/UFPA

AGRADECIMENTOS

Ninguém chega a lugar algum sozinho, então eu não poderia deixar de agradecer a todos que me ajudaram até aqui.

Agradeço primeiramente à minha família. Ao meus pais Francisco e Rejane por sempre me apoiarem nas minhas decisões e por todo o aporte e incentivo nesta jornada. À minha irmã Jackeline pela amizade e companheirismo.

Agradeço imensamente à professora Aline pelas correções, ensinamentos e paciência que me permitiram finalizar este trabalho.

Ao Professor Francisco Berrêdo, Giordani Rafael e João Paulo Nobre pelo auxílio e ensinamentos durante a pesquisa.

Ao Laboratório de Análises de Imagens do Trópico Úmido (LAIT) e ao Laboratório de Estudos e Modelagem Hidroambientais (LEMHA) da Universidade Federal do Pará (UFPA) pelo suporte oferecido.

Aos amigos que fiz no PPGCA.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio, proporcionando dedicar-me exclusivamente à minha pesquisa.

A todos minha gratidão.

RESUMO

A bacia hidrográfica do Rio Mocajuba vem sendo densamente ocupada pela expansão de atividades antrópicas. Dessa forma, a antropização põem em risco a permanência dos ecossistemas naturais e dos manguezais desta região. Nesse contexto, este trabalho apresenta a dinâmica da paisagem na bacia do Rio Mocajuba entre 1999 e 2018 e suas implicações na fragilidade natural da bacia e continuidade dos manguezais desta região. Para tal fim, a pesquisa divide-se nos seguintes itens: (1) Análise do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Mocajuba – PA, utilizando como métodos a Classificação Orientada a Objeto (GEOBIA) e a plataforma do Google Earth Engine (GEE), em conjunto com o classificador Random Forest. (2) Aplicação da metodologia de Fragilidade Ambiental Potencial e Emergente, utilizando dados naturais da bacia (pedologia, unidades geológicas, altimetria e intensidade pluviométrica) em conjunto com dados antrópicos (uso e cobertura da terra). (3) Análise temporal dos manguezais da bacia entre 1984 e 2018, observando a expansão e regressão desse ecossistema, assim como os tensores antrópicos e ambientais a que estão suscetíveis. As metodologias de classificação de uso e cobertura da terra apresentaram diferentes quantificações e acurácias. Para o ano de 1999 a classificação GEOBIA e Random Forest apresentaram um Coeficiente Kappa de 0,79 e 0,92, respectivamente. Para o ano de 2018 o coeficiente foi de 0,73 e 0,8, respectivamente. Para ambas as metodologias a classe de Formação Florestal sofreu diminuição e Não Florestal aumento. Já para a classe de Manguezal a classificação GEOBIA quantificou aumento e a Random Forest diminuição. Na metodologia de fragilidade ambiental, os níveis de fragilidade potencial e emergente obtidos foram baixo, médio e alto. Onde 19,92%, 76,67% e 3,41% da bacia apresentaram fragilidade potencial baixa, média e alta, respectivamente. Para fragilidade emergente as áreas de manguezal e não floresta incrementaram a fragilidade natural da bacia e a classe de formação florestal proporcionou uma atenuação desta. Nesse caso as áreas de fragilidade emergente baixa, média e alta foram quantificadas em 18,39%, 67,57% e 14,04%, respectivamente. As áreas de manguezal obtiveram uma diminuição entre os anos de 1984-1999 e 1999-2018. Os dados apresentados ratificam a expansão da antropização da bacia e a interferência das atividades humanas na dinâmica e resposta dos manguezais frente aos tensores naturais. Assim como confirma o incremento da fragilidade natural da bacia proporcionada pela expansão dessas atividades. Desta forma a pesquisa se torna relevante por proporcionar uma análise sistêmica entre diversas áreas, buscando compreender o funcionamento do ecossistema da bacia, auxiliando em pesquisas e iniciativas futuras.

Palavras-chave: Uso e Cobertura da Terra. Fragilidade. Manguezais.

ABSTRACT

The hydrographic basin of the Mocajuba River has been densely occupied by the expansion of human activities. In this way, anthropization jeopardizes the permanence of the natural ecosystems and mangroves in this region. In this context, this work presents the dynamics of the landscape in the Mocajuba River basin between 1999 and 2018 and its implications for the natural fragility of the basin and the continuity of the mangroves in this region. To this end, the research is divided into the following items: (1) Analysis of land use and land cover in the hydrographic basin of Rio Mocajuba - PA, using the Object Oriented Classification (GEOBIA) and the Google Earth Engine platform as methods (GHG), in conjunction with the Random Forest classifier. (2) Application of the Potential and Emerging Environmental Fragility methodology, using natural data from the basin (pedology, geological units, altimetry and rainfall) in conjunction with anthropogenic data (land use and cover). (3) Temporal analysis of the mangroves in the basin between 1984 and 2018, observing the expansion and regression of this ecosystem, as well as the anthropic and environmental tensors to which they are susceptible. The land use and land cover classification methodologies presented different quantifications and accuracy. For 1999, the GEOBIA and Random Forest classification presented a Kappa coefficient of 0.79 and 0.92, respectively. For 2018, the coefficient was 0.73 and 0.8, respectively. For both methodologies, the class of Forestry Formation suffered a decrease and Non-Forestry increased. For the Mangrove class, the GEOBIA classification quantified an increase and the Random Forest decrease. In the environmental fragility methodology, the levels of potential and emerging fragility obtained were low, medium and high. Where 19.92%, 76.67% and 3.41% of the basin showed low, medium and high potential fragility, respectively. For emergent fragility, the mangrove and non-forest areas increased the natural fragility of the basin and the forest formation class provided an attenuation of this. In this case, the areas of low, medium and high emerging fragility were quantified at 18.39%, 67.57% and 14.04%, respectively. Mangrove areas decreased between 1984-1999 and 1999-2018. The data presented confirm the expansion of the anthropization of the basin and the interference of human activities in the dynamics and response of the mangroves in the face of natural tensors. As confirmed by the increase in the natural fragility of the basin provided by the expansion of these activities. In this way, the research becomes relevant for providing a systemic analysis between different areas, seeking to understand the functioning of the basin ecosystem, assisting in future research and initiatives.

Keywords: Land Use and Coverage. Fragility. Mangroves.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Resumo da metodologia. | 23 |
| Figura 2 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Mocajuba. | 26 |
| Figura 3 - Fluxograma metodológico “pixel a pixel”. | 29 |
| Quadro 1 - Caracterização das classes de cobertura da terra mapeadas | 30 |
| Figura 4 - Fluxograma metodológico GEOBIA. | 32 |
| Figura 5 - Mapa de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio Mocajuba de 1999 e 2018, respectivamente, por meio do método GEOBIA. | 37 |
| Figura 6 - Mapa de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio Mocajuba de 1999 e 2018, respectivamente, por meio do classificador Random Forest. | 37 |
| Figura 7 - (a) (b) Áreas de não floresta (pastagem). (c) (d) Áreas de não floresta (agricultura). (e) (f) Áreas de não floresta (urbanização). (g) (h) (i) (j) Formação florestal. | 39 |
| Figura 8 - (a) (b) (c) (d) Áreas de Preservação Permanente. (e) (f) Áreas de manguezal alteradas. (g) (h) Áreas antropizadas adjacente aos manguezais. (i) (j) (k) Manguezais afastados de interferências antrópicas. | 41 |
| Figura 9 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Mocajuba | 52 |
| Quadro 2 - Classes de Fragilidade. | 53 |
| Quadro 3 - Classes Fragilidade: Pedologia. | 53 |
| Quadro 4 - Classes Fragilidade: Unidades Geológicas. | 54 |
| Quadro 5 - Classes Fragilidade: Altitude. | 55 |
| Quadro 6 - Classes Fragilidade: Pluviosidade. | 56 |
| Quadro 7 - Classes Fragilidade: Uso da Terra. | 57 |
| Figura 10 - Fluxograma da fragilidade ambiental. | 58 |
| Figura 11 - (a) Fragilidade no critério Pedologia. (b) Fragilidade no critério Geologia. (c) Fragilidade no critério Altimetria. (d) Fragilidade no critério Intensidade Pluviométrica. (e) Fragilidade no critério Uso e Cobertura da Terra. | 60 |
| Figura 12 - Fragilidade Potencial | 63 |
| Figura 13 - Fragilidade Emergente. | 63 |
| Figura 14 - Densidade de Kernel. | 65 |
| Figura 15 - Acréscimo e Decréscimo de Fragilidade. | 66 |
| Figura 16 - (a) Urbanização. (b) Pastagem. (c) Agricultura. (d) Solo Exposto. (e, f) Áreas urbanizadas adjacente a manguezais. (g, h) Manguezais distantes de interferências antrópicas. | 68 |

| | |
|--|----|
| Figura 17 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Mocajuba e Reservas Extrativistas.... | 77 |
| Figura 18 - Fluxograma metodológico. | 79 |
| Figura 19 - Mapa de uso e cobertura da terra da área de estudo – 1984. | 81 |
| Figura 20 - Mapa de uso e cobertura da terra da área de estudo – 1999. | 82 |
| Figura 21 - Mapa de uso e cobertura da terra da área de estudo – 2018. | 82 |
| Quadro 8 - Composição e estrutura florística, tensores ambientais e antrópicos. | 84 |
| Figura 22 - (a) (b) <i>Rhizophora mangle</i> | 88 |
| Figura 23 - (a) (b) <i>Avicennia germinas</i> | 88 |
| Figura 24 - (a) (b) Implantação de Infraestruturas. (c) Cultivo de outras espécies vegetais. (d) Urbanização. | 89 |
| Figura 25 - (a) Floresta secundária, (b) Solo exposto adjacente aos manguezais. | 90 |
| Figura 26 - Regressão e Expansão dos manguezais entre 1984 e 1999. | 92 |
| Figura 27 - Regressão e Expansão dos manguezais entre 1999 e 2018. | 92 |
| Figura 28 - Regressão e Expansão dos manguezais entre 1984 e 2018. | 93 |
| Figura 29 - (a)(b) Áreas de erosão em ambientes antropizados | 94 |
| Figura 30 - (a)(b) Padrão “Paliteiro” | 95 |
| Figura 31 - (a)(b) Padrão “Escada” | 95 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Qualidade associada a valores do Coeficiente Kappa. | 33 |
| Tabela 2 - Valores obtidos pelo Coeficiente Kappa e Exatidão Global. | 34 |
| Tabela 3 - Exatidão das classes individuais das distintas classificações. | 35 |
| Tabela 4 - Matriz de Transição de áreas em km ² entre os agrupamentos de classes da área de estudo, nos anos de 1999 e 2018, da classificação GEOBIA. | 36 |
| Tabela 5 - Matriz de Transição de áreas em km ² entre os agrupamentos de classes da área de estudo, nos anos de 1999 e 2018, da classificação Random Forest. | 36 |
| Tabela 6 - Cálculo da Fragilidade Potencial e Emergente. | 58 |
| Tabela 7 - Quantificação das Áreas de Fragilidade Potencial, Fragilidade Emergente e Acréscimo/Decréscimo de Fragilidade. | 66 |
| Tabela 8 - Qualidade associada a valores do Coeficiente Kappa. | 79 |
| Tabela 9 - Quantificação das classes mapeadas. | 81 |
| Tabela 10 - Matriz de transição dos manguezais. | 91 |

SUMÁRIO

| | | |
|----------|--|----|
| 1 | INTRODUÇÃO | 12 |
| 1.1 | Contextualização bacia do rio Mocajuba – PA | 14 |
| 1.2 | Fragilidade Ambiental | 15 |
| 1.3 | A Análise de Uso e Cobertura da Terra e as Geotecnologias | 17 |
| 14 | Manguezais | 19 |
| 1.5 | Questões-chave | 21 |
| 1.6 | Objetivos | 21 |
| 1.6.1 | Objetivo Geral | 21 |
| 1.6.2 | Objetivos Específicos | 21 |
| 1.7 | Interdisciplinaridade | 22 |
| 1.8 | Estrutura da Dissertação | 22 |
| 1.9 | Resumo Metodológico | 23 |
| 2 | ANÁLISE DO USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MOCAJUBA -PA | 24 |
| 2.1 | Introdução | 25 |
| 2.2 | Materiais e Métodos | 26 |
| 2.2.1 | Área de Estudo | 26 |
| 2.2.2 | Classificação supervisionada “pixel a pixel” | 27 |
| 2.2.3 | Classificação orientada a objeto | 30 |
| 2.2.4 | Validação do Mapeamento | 32 |
| 2.3 | Resultados e Discussões | 33 |
| 2.4 | Conclusão | 44 |
| 3 | FRAGILIDADE AMBIENTAL POTENCIAL E EMERGENTE DA BACIA DO RIO MOCAJUBA – PA | 50 |
| 3.1 | Introdução | 51 |
| 3.2 | Metodologia | 52 |
| 3.2.1 | Área de Estudo | 52 |
| 3.2.2 | Análise da Fragilidade | 53 |
| 3.2.3 | Cobertura de solos | 53 |
| 3.2.4 | Unidades geológicas | 54 |
| 3.2.5 | Hipsometria | 55 |
| 3.2.6 | Intensidade pluviométrica | 56 |
| 3.2.7 | Uso e cobertura da terra | 57 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 3.2.8 | Densidade de Kernel..... | 59 |
| 3.3 | Resultados e Discussões | 59 |
| 3.4 | Conclusão..... | 69 |
| 4 | ANÁLISE TEMPORAL DOS MANGUEZAIS DA BACIA DO RIO MOCAJUBA – PA..... | 75 |
| 4.1 | Introdução | 76 |
| 4.2 | Materiais e Métodos..... | 77 |
| 4.2.1 | Área de Estudo | 77 |
| 4.2.2 | Bases de Uso da Terra e Quantificação dos Manguezais | 78 |
| 4.2.3 | Cálculo de Acurácia..... | 79 |
| 4.3 | Resultados e Discussões | 80 |
| 4.4 | Conclusão..... | 96 |
| 5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 103 |
| | REFERÊNCIAS..... | 105 |

1 INTRODUÇÃO

As mudanças da cobertura florestal natural vêm sendo alvo de preocupações e discussões nas últimas décadas, não somente pela comunidade científica, mas também pela sociedade em geral, por constituir um dos maiores problemas ambientais brasileiros. Na Amazônia Legal esse problema atinge vários tipos de formação florestal, conseqüente do desenvolvimento econômico e da expansão das atividades produtivas nessa região (COUTINHO *et al.*, 2013).

As atividades humanas voltadas ao uso da terra na Amazônia Legal proporcionam modificações na paisagem natural, vinculadas principalmente à exploração florestal, pecuária, práticas agrícolas intensivas, ocupações urbanas e exploração mineral. Esta dinâmica de ocupações é realizada de forma não sustentável, sendo condicionadas por mosaicos de atividades humanas implantadas sem planejamento e por meio de políticas de ocupação e exploração que conduzem a um processo contínuo de fragmentação florestal dos ecossistemas dessa região (SILVA *et al.*, 2016).

De acordo com dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (2019), dos estados que compõem a Amazônia Legal o Pará, entre 2006 e 2019, deteve as maiores áreas de expansão de atividades humanas, provocando as mais elevadas taxas de desmatamento. Em 2019 o incremento anual do desflorestamento nesse estado foi de 4.385 km², uma das maiores taxas, ficando atrás somente do ano de 2008, com um incremento de 5.636 km² (INPE, 2019). Em 2017 os empreendimentos agropecuários no Pará ocupavam uma área de 280 km², onde apenas 37% eram protegidos por vegetação natural e 51% alterados para áreas de pastagem (IBGE, 2017).

Devido à receita econômica rentável e lucrativa advinda da exploração do meio natural pelos empreendimentos agropecuários, assim como pela ocupação de terras ocasionada pelo aumento populacional, a expansão exploratória sobre os recursos naturais existentes é uma tendência (SILVA *et al.*, 2016). Por conseguinte, como forma de conter o desmatamento e proteger os ecossistemas naturais existentes foi criado em 2000, pela Lei 9.985, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Estas unidades têm como objetivos compatibilizar a conservação e preservação da natureza com o uso sustentável dos recursos naturais (BRASIL, 2000).

O estado do Pará possui 87 Unidades de Conservação (UC) que protegem uma área de quase 400 mil km². Destes, 13 Reservas Extrativistas (RESEX¹) protegem a costa paraense ocupada por manguezais (MMA, 2019). Este ecossistema abrange uma área de 2.176,78 km² no nordeste paraense (SOUZA FILHO, 2005) e, mesmo protegidos legalmente, vem sendo constantemente ameaçados com a expansão do desmatamento.

Os manguezais vêm subsistindo frente aos tensores antrópicos, que colocam em risco seu equilíbrio, como a especulação imobiliária, despejo de resíduos sólidos, efluentes domésticos, pequenas atividades humanas e desflorestamento de igarapés de rios que irrigam esse ambiente. Esses tensores interferem no comportamento deste ecossistema frente aos tensores ambientais, como elevação do nível do mar e erosão costeira (CARVALHO; JARDIM, 2019; FRANÇA *et al.*, 2016; MENDES *et al.*, 2013).

À vista disso, as interferências humanas vêm intensificando a fragilidade natural dos ecossistemas, além do avanço dessas ocupações sobre áreas de grande importância ecológica como os manguezais. Tal interferência favorece o aumento da instabilidade ambiental, tornando os ecossistemas naturais mais vulneráveis a sofrer impactos ambientais, comprometendo a qualidade dos recursos naturais e motivando sua exaustão (ABRÃO; BACANI, 2018; SILVA; BACANI, 2017).

Dessa forma, pesquisas voltadas à representação da dinâmica de uso e cobertura da terra são informações de grande interesse para o planejamento territorial, possibilitando um zoneamento ambiental e servindo para o monitoramento de áreas protegidas legalmente por lei, como Áreas de Preservação Permanente (APP) e manguezais. Da mesma forma, são informações que podem ser utilizadas em metodologias de fragilidade ambiental, servindo como tomada de decisão em ações de restauração e conservação, além da fiscalização em áreas de alta fragilidade ambiental (VALE *et al.*, 2018).

Considerando a grande dimensão do bioma Amazônico e sua atual dinâmica de ocupação do solo, impulsionada pela economia brasileira; em consonância com a falta de planejamento e expansão de ocupações que não obedecem aos limites impostos pelas legislações ambientais vigentes, se faz necessário aprimoramentos constantes de informações de uso e cobertura da terra, assim como de metodologias capazes de representar a sensibilidade dos ambientes naturais frente a essas intervenções do homem.

Nesse contexto, a pesquisa visa analisar as alterações do uso e cobertura da terra na Bacia do Rio Mocajuba - PA, buscando apresentar um estudo da fragilidade ambiental natural

¹ É uma categoria de unidades de conservação de Uso Sustentável estabelecida pela Lei nº 9.985/2000, que estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC.

e o incremento promovido pelo crescimento de ocupações antrópicas. Assim como as implicações dessas intervenções nas Reservas Extrativistas (RESEX) que protegem os manguezais dessa região.

1.1 Contextualização bacia do rio Mocajuba – PA

A Bacia Hidrográfica do Rio Mocajuba nasce no município de Terra Alta – PA (11.720 habitantes), com sua maior extensão localizada entre os municípios de São João da Ponta – PA (6.139 habitantes) e Curuçá – PA (14.393 habitantes) (IBGE, 2019). Nos limites desta estão inseridas partes de três Reservas Extrativistas Marinhas (RESEX), Mãe Grande Curuçá e São João da Ponta criadas em 2002, Mocajuba criada em 2014 (MMA, 2019).

A localidade onde se encontra a bacia hidrográfica é formada por depósitos de sedimentos do grupo barreiras e fluviomarinhas e marinhas. Na pedologia há a presença predominante de Gleissolos e Latossolos amarelos (IBGE, 2019). A bacia possui padrão dentrítico, evidenciando a presença de inúmeros igarapés, que são pequenos cursos d'água pouco profundos localizados no interior de áreas vegetadas (TELES, 2016).

Os municípios que englobam a área da bacia vêm sofrendo com a expansão do desmatamento, motivados pelo incremento de atividades antrópicas de grande escala como pecuária, agricultura e urbanização (TELES; PIMENTEL, 2015). Da mesma forma, essas atividades vêm se expandindo até às RESEX, dificultando sua efetividade e colocando em risco os manguezais desta região (VALE *et al.*, 2018; TELES; FRANÇA, 2014). Assim como interferindo no equilíbrio dinâmico dos ecossistemas naturais da bacia.

De acordo com o último Censo Agropecuário do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, o município de São João da Ponta e Curuçá detinham 69,58 km² e 70,75 km², respectivamente, de área ocupada por empreendimentos agropecuários (IBGE, 2017). Estes municípios entre 2011 e 2019 apresentaram taxa de incremento de desmatamento anual com médias de 0,48 km² e 0,67 km² para São João da Ponta e Curuçá, respectivamente. Por outro lado, os manguezais que são protegidos pelas Reservas Extrativistas também obtiveram desmatamento no período entre 2008 e 2019, com taxas de médias de 0,06 km², 0,07 km² e 0,03 km² para os RESEX Mãe Grande de Curuçá, Mocajuba e São João da Ponta, respectivamente (INPE, 2019).

O impulsionamento do desmatamento na região também ocorre pela abertura de rodovias e vicinais, como a PA - 136 e PA – 375. Estas acabam incrementando a instalação de empreendimentos agropecuários e demais atividades antrópicas, provocando o

desflorestamento e a fragmentação da cobertura vegetal nessa região, estendendo-se em direção aos manguezais (VALE *et al.*, 2018; REZZADORI *et al.*, 2016).

1.2 Fragilidade Ambiental

De acordo com Bertalanffy (1977) um sistema é formado por um conjunto de elementos e suas inter-relações mútuas. Para ele há uma tendência para a integração das várias ciências naturais e sociais, que se orienta para uma Teoria Geral dos Sistemas. Focando no meio ambiente natural, a teoria enfoca as relações entre os componentes da paisagem e os fluxos de energia/matéria do ambiente, onde se processam para a manutenção do equilíbrio dinâmico (MOTTA, 1971).

Christofoletti (1999) argumenta que o sistema é um conjunto de elementos e suas inter-relações, podendo ser considerados (1) Isolados: onde não sofrem perda nem recebem energia ou matéria; (2) Não isolados: elementos que compõem o sistema se inter-relacionam, se dividindo em abertos e fechados. O primeiro ocorre troca contínua de matéria e energia, como, por exemplo, em uma bacia hidrográfica. O segundo diz respeito aos que trocam energia, mas não matéria. Por exemplo o ciclo hidrológico (SOBRINHO *et al.*, 2017; LOPES *et al.*, 2015).

Fundamentando-se na Teoria dos Sistemas, Tricart (1977) baseou-se no conceito de Unidades Ecodinâmicas para analisar a estabilidade de ecossistemas. Para o autor, uma Unidade Ecodinâmica se caracteriza por dinâmicas no ambiente que repercutem na biocenose, podendo ser interrompidas por interferências antrópicas. Por exemplo, intervenções que afetam a cobertura vegetal interferem na ciclagem de nutrientes, na interceptação da precipitação e na proteção do solo.

Essa complexidade de interações entre os elementos do meio, as trocas de energia e matéria demonstram através dos processos morfogenéticos e pedogenéticos o resultado das forças atuantes simultaneamente na paisagem, que determinam a morfodinâmica da paisagem (CERMINARO; OLIVEIRA, 2015).

Levando-se em consideração o conceito de Unidades Ecodinâmicas, Tricart (1977) classificou três meios morfodinâmicos: (1) *Meios estáveis* onde os processos mecânicos atuam pouco e sempre de modo lento; (2) *Meios intergrades* caracterizados por interferência permanente de morfogênese e pedogênese; (3) *Meios fortemente instáveis* onde a morfogênese é o fator determinante do sistema natural.

Fragilidade ambiental pode ser definida como a sensibilidade característica de ecossistemas a sofrerem degradação por pressões ambientais e antrópicas (VALLE *et al.*, 2016). Dessa forma, ecossistemas possuem fragilidade natural intrínseca que pode ser intensificada por pressões externas.

Firmando-se no conceito de Unidades Ecodinâmicas de Tricart (1977) foram propostas metodologias para a determinação da fragilidade de ambientes naturais e antropizados, como Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001) que desenvolveram metodologias relacionadas à fragilidade ambiental e vulnerabilidade à perda de solos, respectivamente.

O método proposto por Ross (1994) consiste na classificação de fragilidade em *Unidades Ecodinâmicas Estáveis* (Instabilidade Potencial) e *Unidades Ecodinâmicas Instáveis* (Instabilidade Emergente), no qual a Instabilidade Potencial considera parâmetros intrínsecos ao ambiente (pedologia, clima, geomorfologia e geomorfologia) e Instabilidade Emergente considera conjuntamente as intervenções antrópicas (uso e cobertura da terra). As Unidades Ecodinâmicas Instáveis ou Instabilidade Emergente são definidas como sendo aquelas cujas intervenções antrópicas que modificaram e potencializaram o ambiente natural, enquanto as Unidades Ecodinâmicas Estáveis ou Instabilidade Potencial são as que estão em equilíbrio dinâmico, sem interferência humana, mas instáveis face às suas características naturais e uma possível inserção antrópica (ROSS, 1994).

Crepani *et al.* (2001) fundamentaram-se no conceito de Ecodinâmica para a determinação de graus de vulnerabilidade natural à perda de solo como forma de subsidiar o Zoneamento Ecológico-Econômico dos estados da Amazônia Legal. Foram levados em consideração a relação entre morfogênese/pedogênese, analisando critérios como geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso da terra e clima.

As metodologias de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001) serviram de base em posteriores aplicações de estudos visando o mapeamento de fragilidades ambientais. Como Valle *et al.* (2016) que determinaram a fragilidade da Bacia do Rio Aldeia Velha - RJ, considerando variáveis como precipitação, declividade, classes de solo e uso/cobertura da terra; Traficante *et al.* (2017) determinaram a fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Capivara em Botucatu – SP, levando-se em consideração classes de declividade, solo, uso da terra e unidades geológicas; Silva e Bacani (2017) usaram, além dos critérios já citados, um levantamento realizado pelo Ministério do Meio Ambiente de áreas prioritárias para a conservação, visando analisar a fragilidade ambiental na Bacia Hidrográfica do Córrego Fundo - MS; Costa *et al.* (2015) relacionaram a fragilidade ambiental com a escassez hídrica em um período de 15 anos na bacia hidrográfica do Rio das Araras (Araras-SP), considerando

além dos fatores de pedologia, geomorfologia, pluviosidade e uso da terra, o de geologia; e Donha *et al.* (2006) utilizaram também como critérios a distância da represa, rios e nascentes na análise da fragilidade no município de Pinhais - PR.

Os critérios comuns utilizados em estudos de fragilidade são (1) *Pedologia*, onde se leva em consideração características de textura, estrutura, coesão das partículas e espessura; (2) *Geomorfologia*, onde são observados os valores de dissecação do relevo pela drenagem, amplitude altimétrica e declividade; (3) *Geologia*, compreendendo informações relativas ao grau de coesão das rochas que compõem a área de estudo; (4) *Clima*, que controla o intemperismo através da precipitação e temperatura; (4) *Cobertura da Terra* em que diferentes densidades de cobertura vegetal e usos antrópicos possuem distintos graus de proteção ao solo (CREPANI *et al.*, 2001; ROSS, 1994)

É possível observar que os diagnósticos de fragilidade ambiental podem ser aplicados em diversas áreas e em diferentes contextos. De maneira que os critérios a serem considerados precisam representar a realidade e peculiaridades da região a ser estudada. A compreensão geoespacial das unidades analisadas é de fundamental relevância para este entendimento, por isto sua integração com evolução das técnicas de análise envolvendo as geotecnologias.

1.3 A Análise de Uso e Cobertura da Terra e as Geotecnologias

A definição do termo Sensoriamento Remoto diz respeito ao conjunto de técnicas designadas à obtenção de informações sobre objetos, sem que haja contato com estes (NOVO; PONZONI, 2001). A associação entre informações obtidas por sensoriamento remoto com outros bancos de dados, como pedológicos, geológicos e climáticos permitem o conhecimento do perfil local e possíveis tendências de perda de solo, erosão, modificações de relevo, entre outros. E vem sendo cada vez mais utilizadas em estudos ambientais, como de fragilidade ambiental (VALE *et al.*, 2018).

Dessa maneira, informações sobre influências antrópicas são importantes para melhor planejamento e ordenamento ambiental e territorial possibilitam conservar e restringir a dinâmica da paisagem. Da mesma forma, estudos de fragilidade devem considerar as formas de uso e cobertura da terra, para o monitoramento dos processos que afetam diretamente fornecimento de bens e serviços ambientais, como características relacionadas à erosão do solo, assoreamento dos cursos d'água e perda de biodiversidade, causados pelo desflorestamento em bacias hidrográficas (VALLE *et al.*, 2016).

Os ecossistemas naturais possuem distintas tendências à degradação ambiental (fragilidade potencial), no entanto os processos de antropização podem aumentar esta fragilidade (emergente). Por exemplo, áreas de floresta primária, secundária e silvicultura possuem maior grau de proteção ao solo e menor fragilidade, enquanto que áreas de pastagem, agricultura e urbanas têm menor grau de proteção e maior fragilidade.

Assim, uma base de uso e cobertura da terra auxilia no direcionamento para ocupações mais sustentáveis e restrições de áreas mais frágeis (ABRÃO; BACANI, 2018; ALVES *et al.*, 2017). Sendo a utilização de instrumentos do sensoriamento remoto de relevante importância para melhoria do mapeamento das diversas formas de uso e cobertura e análise de sua dinâmica espacial e temporal.

Os métodos de classificação de imagens de satélite vêm sendo abordado em diversos estudos, segundo Vale *et al.* (2018). Essas técnicas podem ser divididas em supervisionada e não-supervisionada. A primeira se baseia na coleta de amostras da resposta espectral de cada classe por um profissional com conhecimento nas áreas que desejam ser mapeadas. A segunda não carece de auxílio de um analista, visto que os agrupamentos espectrais são classificados pelo algoritmo de classificação (SOARES *et al.*, 2016; TANGERINO; LOURENÇO, 2013).

Dentre estes se têm a Distância Mínima, Máxima Verossimilhança, Random Forest, K means, ISOSEG, entre outros. Estes se encontram disponíveis em diferentes softwares e plataformas, como o QGIS, ArcMap, SPRING e Ecognition (VALE *et al.*, 2018).

As metodologias de classificação também podem ser empregadas com os índices espectrais, que são calculados com base nos valores de reflectância dos canais espectrais dos sensores orbitais. Podendo citar o AWEI (Índice Automático de Extração de Água), NDVI (Índice de Vegetação de Diferença Normalizada), NDWI (Índice de Umidade de Diferença Normalizada), MNDWI (Índice de Água de Diferença Normalizada Modificada) (PEREIRA *et al.*, 2016).

A maior taxa de confiança na separação entre as diferentes classes de uso e cobertura da terra por meio de algoritmos mais precisos, permite a delimitação das áreas de maior sensibilidade ambiental e o acompanhamento temporal destas ao longo dos anos, incluindo suas mudanças internas e na sua área de borda. Neste contexto, destaca-se o ambiente de manguezal que tem destaque e relevância ecológica e socioeconômica na área de estudo.

1.4 Manguezais

O manguezal é uma comunidade microfanerófitica de ambiente salobro, situado na foz dos rios e riachos no mar. Possui solos limosos (manguitos) com uma vegetação adaptada à salinidade das águas (fluviomarinha), como mangue vermelho (*Rhizophora mangle* L.), siriúba (*Avicennia* sp.) e mangue branco (*Laguncularia racemosa*). Nas planícies, quando ocorre o represamento da água do mar pelos terraços dos rios, a área salobra é povoada por capim marinho (*Spartina alterniflora* Loisel) e pirrixiu (*Blutaparon portulacoides*) que marcam ao “campo salino” o caráter de um “manguezal camefítico”, ou seja, dominados por plantas de pequeno porte (IBGE, 2012).

Esse bioma é típico de ecossistemas costeiros de zonas tropicais e subtropicais, apresentando características como alta salinidade, solos limosos ricos em matéria orgânica, pouco oxigênio e diversidade de espécies arbóreas e arbustivas frequentemente submetidas à inundação de marés. Este ecossistema confere abrigo e alimento para diversas espécies, além de ser utilizado como fonte de renda por populações que moram nas proximidades (MATIAS; SILVA, 2017).

Os manguezais ocupam um ambiente naturalmente dinâmico, enfrentando constantemente mudanças de maré, temperatura, exposição à água e sal, além de um ambiente anóxico. Dessa forma, as espécies que habitam estes ambientes são altamente adaptáveis e tolerantes, tornando os manguezais um ambiente com alto grau de estabilidade. Em compensação possuem características que favorecem a sua resiliência perante a vários distúrbios, como reservatórios de nutrientes abaixo do solo, rápida decomposição microbiana, redundância de espécies chaves, controles bióticos complexos e eficientes. Todavia, tensores naturais e antrópicos podem interferir negativamente na resiliência, levando a perda de áreas de mangue em 10 a 15% e 1 a 2%, respectivamente (ALONGI, 2008).

Devido a sua posição entre o mar e continente, o ecossistema manguezal é particularmente vulnerável a tensores naturais decorrentes das variações do mar (BEZERRA *et al.*, 2013). A elevação deste pode provocar inundação e erosão de áreas ocupadas por mangues, tornando-o suscetível à perda de diversidade biológica (GILMAN *et al.*, 2006).

O acúmulo de sedimentos é um dos fatores que influencia na mudança dos manguezais frente à elevação do nível do mar: (1) se o acúmulo de sedimentos foi igual à taxa de elevação do nível do mar, o mangue permanecerá estável; (2) se o acúmulo de sedimentos for mais lento que o aumento do nível do mar, o mangue se afogará mas invadirá a terra recém

inundada; (3) por fim, se o acúmulo de sedimentos foi maior que a elevação do nível do mar, ocorrerá a substituição dos mangues por espécies de terra firme (MCLVOR *et al.*, 2013).

As mudanças climáticas podem promover essas alterações do nível do mar, bem como o aumento da intensidade das chuvas e ação das ondas, favorecendo a erosão costeira e o aumento da pressão ocasionada por tensores naturais (IPCC, 2019). Pontos de erosão podem ser identificadas em vários cenários, onde linhas de costa e margens de rios são submetidas às ações erosivas de ondas, fortes correntes de maré e energia fluvial, onde também podem atuar de forma combinada. Estes processos erosivos também podem estar associados a fatores antropogênicos (FAURE, 2013).

Embora se tenha conhecimento sobre o grau de importância ambiental e social dos ecossistemas de mangues, estes vêm sofrendo com perturbações antrópicas, como apropriações e usos inadequados, desmatamentos, despejo de rejeitos, extração de recursos de forma predatória e expansão agropecuária, urbana e turística (MATIAS; SILVA, 2017).

Esses tensores ocasionados em uma bacia hidrográfica possuem a capacidade de alterar atributos de todo o ecossistema, como, por exemplo, modificar o volume de água e carga de sedimentos que chegam aos mangues (GODOY; LACERDA, 2015). O desmatamento do ecossistema terrestre adjacente aos manguezais provoca a erosão dos solos, especialmente na estação chuvosa, aumento a deposição de sedimentos no manguezal e assoreamento deste provocando mortalidade das árvores (MOCHEL *et al.*, 2013).

Os manguezais do Nordeste Paraense possuem como tensores antrópicos a acumulação de resíduos sólidos, contaminação por esgotos domésticos, ocupações inadequadas como loteamentos à beira-mar, construção de estradas, entre outros. Provocando impactos à fauna e flora, degradação física, impactos estéticos e econômicos, impactos à saúde da população que usa este meio como subsistência (MENDES *et al.*, 2013; SOUZA FILHO, 2013).

A regressão e expansão dos manguezais pressupõe mudanças complexas na composição de espécies da flora e fauna, morfologia, biodiversidade, biomassa, fisiologia, crescimento e funcionalidade. Sua produtividade aumentará de acordo com o aumento da temperatura, precipitação e CO₂ atmosférico até limiares críticos. E a maioria dos mangues sobreviverá à taxa global prevista de elevação do nível do mar, no entanto, a maior ameaça à sobrevivência dos manguezais é o desmatamento para diversas atividades humanas (ALONGI, 2015).

Nesse contexto, a extensão destes é consequente de sua dinâmica, de fatores naturais e antropogênicos, o que gera aumentos ou diminuições líquidas em sua área (THOMAS *et al.*,

2018). Dessa forma, vários estudos foram realizados neste ecossistema com auxílio de informações espaciais, identificando a distribuição de vegetação nessas regiões.

Thomas *et al.* (2017), entre 1996 e 2010, observaram mudanças na extensão dos manguezais do mundo por ações naturais e antropogênicas. As perdas foram ocasionadas por processos naturais de erosão e pela conversão de florestas de mangue em ocupações antrópicas. Apesar disso, Diniz *et al.* (2019) constataram que os manguezais brasileiros vivenciam um movimento de regeneração, onde a taxa de regressão é menor que a de expansão.

O estudo da distribuição das florestas de mangue visa entender o impacto dos processos naturais e antrópicos na extensão desse ecossistema. Dessa forma, tentar entender a relação entre atividades antrópicas e naturais nos ecossistemas costeiros é importante para o planejamento de ocupações, assim como em ações de conservação e recuperação, visando o desenvolvimento sustentável (THOMAS *et al.*, 2018; THOMAS *et al.*, 2017).

1.5 Questões-chave

- A fragilidade natural (potencial) da bacia hidrográfica do Rio Mocajuba foi intensificada pela expansão de distintas atividades antrópicas?
- O cenário atual de ocupação da terra e uso/exploração dos recursos naturais da bacia hidrográfica do Rio Mocajuba interferem negativamente na dinâmica dos manguezais?

1.6 Objetivos

1.6.1 Objetivo Geral

Investigar as unidades de Fragilidade Ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Mocajuba - PA.

1.6.2 Objetivos Específicos

- Identificar os fatores antrópicos que contribuem para a fragilidade emergente;
- Comparar os modelos de fragilidade potencial e emergente,
- Analisar a expansão e regressão dos Manguezais.

1.7 Interdisciplinaridade

A interdisciplinaridade desta dissertação está integrada na ligação entre ecossistemas amazônicos e dinâmicas socioambientais, perante uma observação do uso e cobertura da terra e suas implicações no ecossistema manguezal, o qual fornece recursos para comunidades e populações tradicionais que residem nas Reservas Extrativistas. Além disso, a transdisciplinaridade de conhecimentos, por meio da interligação de informações do ecossistema natural, proporciona a análise da fragilidade natural e sua alteração perante o incremento de ocupações humanas ao longo do tempo.

Nesse contexto, a pesquisa é realizada a nível de bacia hidrográfica, possuindo limites imutáveis no horizonte de planejamento humano, o que simplifica o acompanhamento de alterações antrópicas. Assim, a problemática aborda alterações da paisagem, evidenciando as modificações das classes naturais e antrópicas, correlacionando com a expansão e regressão dos manguezais e com o aumento da fragilidade.

Dessa forma estudos interdisciplinares sobre o funcionamento dos ecossistemas naturais e suas interações com a dinâmica do uso da terra subsidiam políticas de conservação, fomentam o desenvolvimento regional e propiciam ações de restauração e fiscalização. Visando a manutenção do ecossistema natural e o uso sustentável dos recursos naturais.

1.8 Estrutura da Dissertação

Esta dissertação está estruturada em cinco capítulos. O primeiro capítulo explana uma breve revisão bibliográfica de áreas de conhecimento que foram abordadas nesta pesquisa, como: fragilidade ambiental, antropização da paisagem, tensores ambientais e naturais em áreas de manguezal.

O segundo capítulo apresenta uma análise temporal do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Mocajuba. Esta análise objetiva quantificar as alterações do uso e cobertura da terra, bem como comparar duas metodologias de classificação supervisionada.

O terceiro capítulo busca retratar a fragilidade ambiental na bacia do Rio Mocajuba e como a expansão das atividades antrópicas incrementam esta fragilidade natural. A metodologia leva em consideração características naturais da bacia e os diferentes graus de proteção do solo.

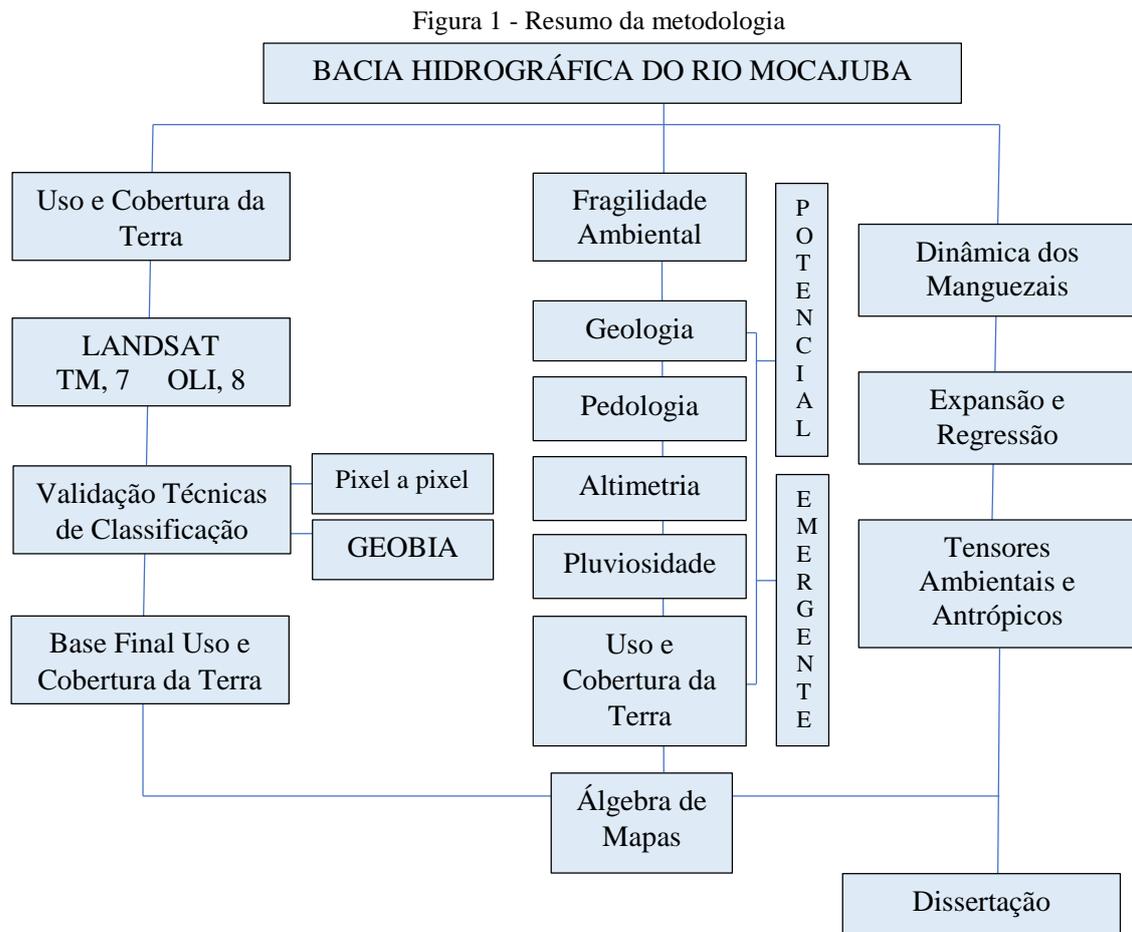
O quarto capítulo possui uma visão mais detalhada sobre as Reservas Extrativistas, dissertando sobre os tensores antrópicos e ambientais a qual os manguezais se encontram suscetíveis. Este capítulo objetiva realizar uma análise temporal dos manguezais que

englobam a bacia do Rio Mocajuba, buscando identificar tensores antrópicos que pressionam os manguezais.

O quinto capítulo apresenta as considerações finais da dissertação, ressaltando os principais resultados e argumentando sobre os métodos utilizados. Assim como sugerindo incrementos para trabalhos futuros.

1.9 Resumo Metodológico

Esta pesquisa possui metodologia de caráter descritiva explicativa de abordagem quali-quantitativa. Onde os objetivos específicos que representam as principais colunas do fluxograma são, respectivamente, da esquerda para a direita: (1) Identificar os fatores antrópicos que contribuem para a fragilidade emergente; (2) Comparar os modelos de fragilidade potencial e emergente gerados; (3) Analisar a expansão e regressão dos Manguezais (Figura 1).



2 ANÁLISE DO USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MOCAJUBA -PA²

Resumo

A bacia hidrográfica do Rio Mocajuba vem sofrendo alterações de suas características naturais devido a expansão de atividades antrópicas, colocando em risco áreas de manguezais que são protegidas por Unidades de Conservação. Dessa forma, o presente artigo objetiva quantificar as alterações do uso da terra na bacia nos anos de 1999 e 2018. Para a operacionalização da pesquisa foram utilizadas duas técnicas de classificação supervisionada (pixel a pixel e orientada a objeto) assim como visita em campo para validação da classificação. As classificações obtiveram um índice Kappa entre 0,73 e 0,92. A área da bacia, entre os anos de 1999 e 2018, obteve um aumento na classe composta por ocupações antrópicas de 48% na classificação orientada a objeto e 55% na classificação pixel a pixel. Por outro lado, áreas com formação florestal obtiveram uma diminuição de 33% na classificação orientada a objeto e 29% na classificação pixel a pixel.

Palavras-chave: Recursos Hídricos. Reservas extrativistas. Manguezais. Sensoriamento Remoto.

Abstract

The Mocajuba River watershed has been changing its natural characteristics due to the expansion of anthropogenic activities, putting at risk mangrove areas that are protected by Conservation Units. Thus, the present article aims to quantify land use changes in the basin in 1999 and 2018. For the operationalization of the research, two supervised classification techniques (pixel by pixel and object oriented) as well as field visit were used. classification validation. The ratings obtained a Kappa index between 0.73 and 0.92. Between 1999 and 2018, the basin area increased by 48% in the class of anthropogenic occupations in the object oriented classification and 55% in the pixel by pixel classification. On the other hand, areas with forest formation obtained a 33% decrease in object oriented classification and 29% in pixel by pixel classification.

Keywords: Water Resources. Extractive Reserves. Mangroves. Remote Sensing.

² Texto aceito pela Revista de Geografia e Interdisciplinaridade. Qualis A2 pela CAPES.

2.1 Introdução

As últimas décadas têm ocasionado preocupação às organizações governamentais e sociedade em razão das mudanças ambientais na região Amazônica, impulsionadas pelo avanço de cultivos agrícolas, pastagens e expansão de áreas urbanas. Tornando-se um problema global à medida que as ocupações humanas se apropriam dos recursos naturais por meio de práticas ambientais não sustentáveis (SILVA; BACANI, 2017).

A expansão acelerada dessas ocupações sem planejamento ocasiona inúmeros processos prejudiciais aos ecossistemas naturais, como erosão, assoreamento de cursos d'água, infertilidade do solo, perda de biodiversidade e fragmentação florestal (SAMPAIO *et al.*, 2018). Essas degradações acabam por acentuar a fragilidade natural do ambiente, rompendo o estado de “equilíbrio dinâmico” e acarretando o declínio da resiliência desses ecossistemas (SPINELLI *et al.*, 2016; VALLE *et al.*, 2016).

A bacia do Rio Mocajuba - PA, localizada entre os municípios de São João da Ponta, Curuçá e Terra Alta, vem sofrendo alterações de suas características naturais desde a década de 1960 em razão da expansão agropecuária e urbana. Atualmente há predominância de vegetação secundária, confirmando o fato de uma área que foi densamente ocupada, além de áreas urbanas e agrícolas. Essas práticas antrópicas vêm colocando em risco as Unidades de Conservação que integram a bacia, possuindo usos e ocupações irregulares que vem se expandindo no entorno das zonas de amortecimento e no interior das Reservas Extrativistas - RESEX (TELES; PIMENTEL, 2015).

A zona costeira do Nordeste Paraense é composta por 15 unidades de conservação, sendo 13 reservas extrativistas (MMA, 2019). Essas unidades foram criadas com o objetivo de proteger grandes áreas de manguezais, que abrigam comunidades tradicionais que obtém dos mangues os recursos para a sua sobrevivência por meio da pesca artesanal, retirada de caranguejos e agricultura de subsistência. Sendo assim, a preservação dessas áreas é de suma importância na manutenção do equilíbrio ecológico e sobrevivência das populações costeiras, que dependem dos bens e serviços ecossistêmicos provindos dos manguezais.

Diante disso, a análise temporal do uso e cobertura da terra na bacia do Rio Mocajuba é relevante por mostrar a expansão de atividades antrópicas na região. Para Paz e Vieira (2018), em razão da expansão dessas atividades, estudos voltados ao conhecimento dos usos e diferentes coberturas da terra representam informações significativas no fornecimento de subsídios ao monitoramento e planejamento ambiental. Nessa perspectiva se encontram os diferentes métodos de classificação de uso e cobertura da terra, que através de distintas

abordagens buscam identificar informações de pixels e segmentos, classificando-os em categorias (VALE *et al.*, 2018).

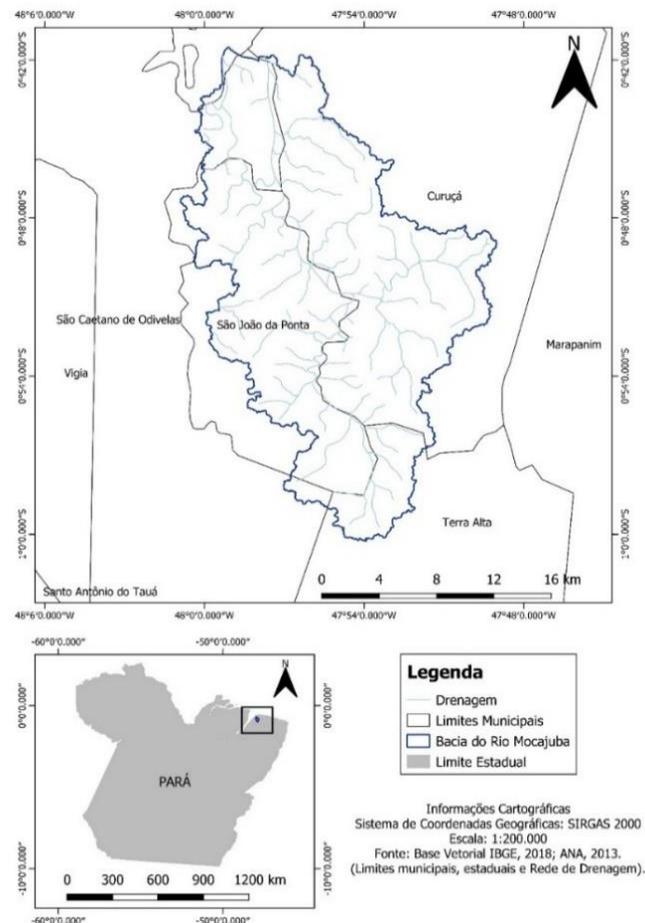
Deste modo, o objetivo do presente trabalho foi quantificar alterações do uso e cobertura da terra na Bacia do Rio Mocajuba - PA nos anos de 1999 e 2018, utilizando duas técnicas de classificação supervisionada: pixel a pixel e orientada a objeto (GEOBIA). Avaliando o melhor método de classificação, com o propósito de observar a expansão de atividades antrópicas que colocam em risco RESEX marinhas que fazem parte da bacia.

2.2 Materiais e Métodos

2.2.1 Área de Estudo

A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do rio Mocajuba, que faz parte dos municípios de São João da Ponta, Curuçá e Terra Alta, com localização no Nordeste do Estado do Pará (Figura 2).

Figura 2 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Mocajuba



Fonte: Autor.

Em seus limites estão contidas partes de três Reservas Extrativistas Marinhas, a *RESEX de São João da Ponta, Mãe Grande de Curuçá e Mocapajuba*. A bacia possui uma área de aproximadamente 406 km² e sua delimitação foi obtida por meio dos dados do SRTM (ID: SRTM1S01W048V3, banda 'x', 30 m de resolução espacial), disponível no site do *United States Geological Survey – USGS* (2018), através da ferramenta ArcHydro do Software ArcMap 10.4.

2.2.2 Classificação supervisionada “pixel a pixel”

- Plataforma de processamento e dados utilizados

A plataforma da *Google Earth Engine* (GEE), criada pela empresa Google, combina e disponibiliza múltiplas imagens de satélite e dados geoespaciais, podendo estes ser processados na nuvem da própria plataforma.

A referida plataforma traz as capacidades computacionais da Google para lidar com uma variedade de questões sociais de alto impacto, incluindo desmatamento, seca, desastres, doenças, segurança alimentar, gerenciamento de água, monitoramento climático e proteção ambiental. Seu catálogo disponibiliza publicamente um grande repositório de dados, incluindo observações de uma variedade de sistemas de imagens aéreas e de satélite, variáveis ambientais, previsões climáticas, cobertura territorial, dados topográficos e socioambientais. Todos esses dados são pré-processados e disponibilizados prontos para uso (GORELICK *et al.*, 2016).

Alguns dados disponíveis na plataforma são de: queimadas, temperatura de superfície, modelos digitais de elevação, índices de vegetação, assim como imagens da coleção Landsat, Sentinel e do sensor MODIS. Dados estes, que podem ser aplicados a uma variedade de disciplinas, como mudanças de florestas, rendimento de culturas, mapeamento urbano e mudanças de uso da terra. Para o mapeamento do uso do solo na Bacia do Rio Mocajuba foram utilizadas imagens da coleção do Landsat 7 e 8, dos anos de 1999 e 2018, respectivamente.

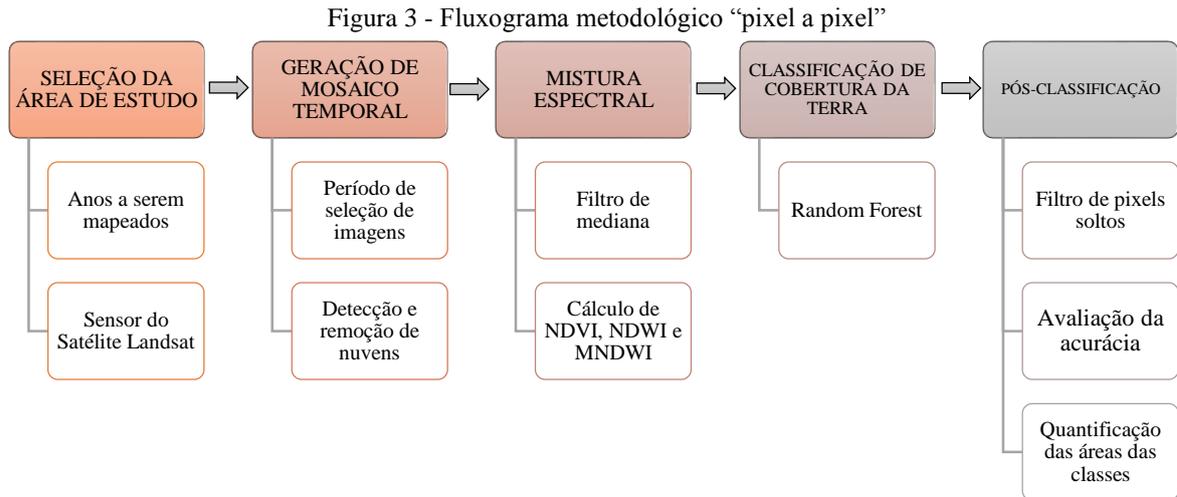
O Satélite Landsat 7 foi lançado na Califórnia em 15 de abril de 1999, carregando o sensor *Enhanced Thematic Mapper* (ETM+), uma versão melhorada dos instrumentos *Thematic Mapper* que estavam a bordo dos produtos Landsat 4 e 5. Possui oito bandas espectrais, onde se inclui uma pancromática e térmica. Atualmente se encontra ativo, mas com restrições de uso, pois desde junho de 2003 o sensor adquiriu e entregou dados com falhas do SLC (*Scan Line Corrector*) (USGS, 2018).

O Satélite Landsat 8 foi lançado, também na Califórnia, em 11 de fevereiro de 2013, transportando os sensores *Operational Land Imager* (OLI) e o *Thermal Infrared Sensor* (TIRS). O primeiro possuindo nove bandas, onde se inclui a cirrus e pancromática, e a segunda incluindo duas bandas termais de 100 m (USGS, 2018). As imagens utilizadas no estudo são da coleção do Landsat 7 e 8, nível 1, *Calibrated Top of Atmosphere* (TOA - LANDSAT/LC08/C01/T1_RT_TOA e LANDSAT/LE07/C01/T1_RT_TOA), disponíveis na plataforma do GEE.

- Classificação e classes de amostragem

Foi utilizado o classificador *Random Forest*, disponível na plataforma do GEE, onde seu treinamento é baseado no agrupamento de vários classificadores tipo árvore (*bootstrap*), criando assim uma combinação de árvores de decisão (*bagging* ou *bootstrap aggregating*). Estes se combinam para a obtenção de uma predição com maior acurácia (GISLASON *et al.*, 2005).

Primeiramente, por meio script na plataforma do GEE, foi aplicado um filtro para remoção de pixels com nuvens nas imagens capturadas entre 01/01/1999 e 31/12/1999, referente ao Landsat 7, assim como 01/01/2018 e 31/12/2018, referente ao Landsat 8. O script de remoção de nuvens utiliza a banda de Quality Assessment (QA) e um redutor mediano do GEE. Ao realizar este processo a ferramenta recusa pixels muito brilhantes ou escuros (nuvens e sombras) e por meio de uma mediana, das imagens do ano de 1999 e 2018, gera uma única imagem sem nuvens para os respectivos anos (DINIZ *et al.*, 2019; ROSA, 2018). A finalidade dessa metodologia é gerar uma imagem final livre de nuvens e com pixels “limpos”, levando em consideração todas as imagens do ano de 1999 e 2018, respectivamente. A Figura 3 esquematiza as etapas metodológicas aplicadas



Fonte: Autor.

A partir das imagens seleccionadas foram realizados os cálculos dos seguintes índices:

- Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI) (eq. 1) utiliza a banda do vermelho (RED), canal com forte absorção de clorofila e do Infravermelho Próximo (NIR), canal com alta reflectância das copas das plantas. Nesse caso, as porções absorvidas do vermelho e refletidas do infravermelho variam de acordo com as condições da vegetação. Quanto mais verde, densa e sadia uma planta maior é a absorção do vermelho e maior a reflectância do infravermelho (BARBOSA *et al.*, 2017; ROUSE *et al.*, 1973).

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (1)$$

- Índice de Umidade de Diferença Normalizada (NDMI ou NDWI) (eq. 2) é derivado dos canais do infravermelho próximo (NIR) e infravermelho médio (SWIR). Sendo o infravermelho médio mais sensível a quantidade de água presente na vegetação e solo, então mais absorvido pela umidade das folhas e cobertura do dossel, tendo potencial para mapeamento de retirada da cobertura florestal (TEIXEIRA *et al.*, 2019, GAO, 1996).

$$NDMI = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR} \quad (2)$$

- Índice de Água de Diferença Normalizada Modificada (MNDWI) (eq. 3) utiliza bandas do verde (Green) e infravermelho médio (SWIR), onde a banda do verde e infravermelho médio possuem maior absorção pela umidade da vegetação, solo úmido e recursos hídricos. Sendo que o oposto ocorre para áreas com solo exposto. A utilização do SWIR ao invés do NIR é uma maneira de maximizar ainda mais a diferença entre as bandas (PEREIRA *et al.*, 2016, XU, 2006).

$$MNDWI = \frac{Green - SWIR}{Green + SWIR} \quad (3)$$

A partir da imagem final, gerada pela mediana, se fez a amostragem de cada classe a ser classificada: Água, manguezal, formação florestal e não floresta. As classes mapeadas são descritas no Quadro 1.

Quadro 1 - Caracterização das classes de cobertura da terra mapeadas

| <i>Classes</i> | <i>Descrição</i> |
|--------------------|---|
| Água | Incluindo todas as classes de água, tais como: oceano, rios, lagos naturais e artificiais, entre outros. |
| Manguezal | Baseado no manual técnico de vegetação do IBGE (2012): Vegetação com influência fluviomarinha (manguezal e apicum). |
| Formação florestal | Baseado no manual técnico de vegetação do IBGE (2012): Vegetação ombrófila densa pioneira e secundária. Além de áreas em estado inicial de regeneração. |
| Não floresta | Cobertura de terra com usos antrópicos variados, tais como: áreas urbanas, pastagem, agricultura, rodovias e solo exposto. |

Fonte: Autor.

2.2.3 Classificação orientada a objeto

As imagens de satélite selecionadas para a referida classificação foram do sensor *Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) a bordo do satélite Landsat 7, órbita 223, ponto 61, imageada em 13/07/1999, com 2% de nuvem e ID: LE07_L1TP_223061_19990713_20170218_01_T1. E da imagem do sensor *Operational Land Imager* (OLI) e *Thermal Infrared Sensor* (TIRS) a bordo do satélite Landsat 8, órbita 223, ponto 61, imageada em 07/06/2018, com 1,58% de nuvem e ID: LC08_L1TP_223061_20180607_20180615_01_T1, através do sítio da *United States Geological Survey* – USGS (USGS, 2018). O período climático do imageamento de ambas as imagens foi o início do verão amazônico (inverno no hemisfério sul).

Utilizou-se como critério para a escolha das imagens aquelas com menor percentual de nuvens, visto que na metodologia de Classificação Orientada Objeto não é possível aplicar filtro de nuvens com rapidez, como na metodologia do tópico anterior na plataforma do GEE.

Ambas as imagens Landsat passaram por pré-processamento no Software *PCI Geomatics 2015*. Estas foram reprojetaadas para o hemisfério sul, aplicada a correção atmosférica e recortadas utilizando como máscara o limite da bacia hidrográfica. Posteriormente foi realizada a classificação orientada a objeto (GEOBIA – *Geographic*

Object-Based Image Analysis) no Software *eCognition Developer 9*, com a segmentação (algoritmo *multiresolution segmentation*) testada para diferentes tamanhos de segmentos e escolhido o que obteve melhor resultado, considerando a segmentação que separou as classes mais detalhadamente.

Os parâmetros de segmentação utilizados em ambas as imagens Landsat foram: escala (2), cor (0,1), forma (0,4), suavidade (0,2) e compacidade (0,3). A escala determina o tamanho da segmentação, em que um valor alto gera objetos maiores (menos segmentos) e um valor baixo gera objetos menores (mais segmentos). Cor e forma são consideradas juntamente, onde uma maior ponderação na forma dos segmentos implica em menor ponderação na cor (características espectrais). Da mesma forma funciona suavidade e compacidade, em que um baixo valor de compacidade (agrupamento/compactação de pixels em um segmento) implica em maior valor na suavidade (regularidade de contorno do objeto, ou seja, suavidade de bordas) (PIAZZA; VIBRANS, 2014).

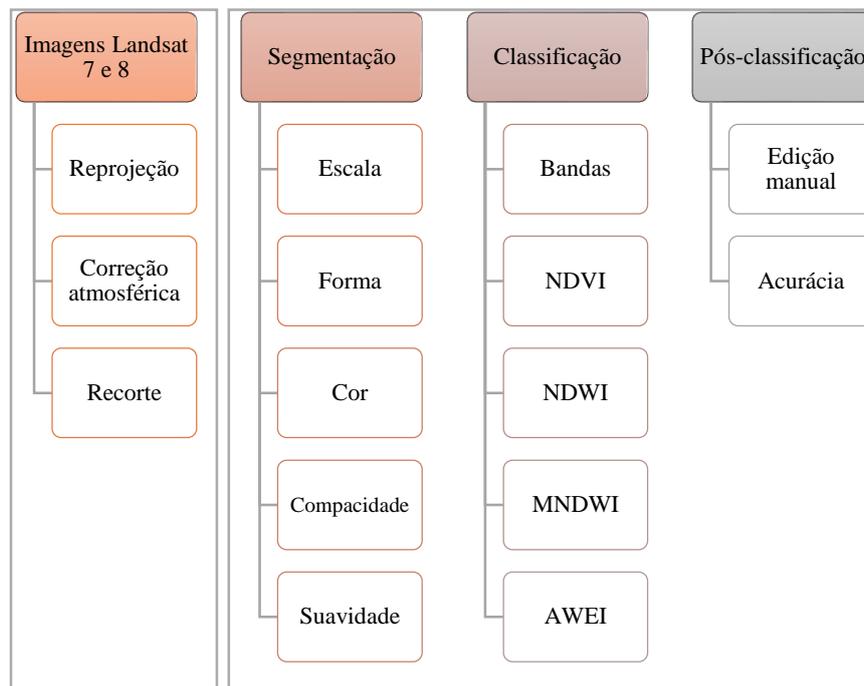
Para a classificação foram utilizadas além das bandas os índices NDVI, NDWI e MNDWI. Assim como o índice AWEI (Índice automático de extração de água), que leva em consideração as bandas do verde - Green; infravermelho médio - SWIR; infravermelho próximo - NIR (KO *et al.*, 2015), de acordo com a seguinte fórmula (eq. 4):

$$AWEI = 4 \times (Green - SWIR 2) - (0.25 \times NIR + 2.75 \times SWIR 1) \quad (4)$$

O índice automático de extração de água (AWEI) busca maximizar a diferença entre áreas de água, oferecendo um valor limite estável para diferenciar água de outras coberturas da terra (KWANG *et al.*, 2017). Optou-se por utilizar o índice AWEI na classificação GEOBIA para facilitar o processo de segmentação de todo o corpo hídrico, incluindo afluentes menores. Já na classificação pixel a pixel, na plataforma do GEE, decidiu-se por não utilizar o AWEI, visto que este aumentou os ruídos da classificação de cada pixel.

A Figura 4 simplifica as principais etapas do processo de classificação GEOBIA. Após a classificação realizou-se uma reclassificação por meio de edição manual de dados, corrigindo falhas de mapeamento das classes mapeadas.

Figura 4 - Fluxograma metodológico GEOBIA



Fonte: Autor.

2.2.4 Validação do Mapeamento

- Visita de Campo

Foi realizada uma campanha de campo em junho de 2019. Para a amostragem escolheu-se pontos que obtiveram diferenças de mapeamento entre as duas metodologias de classificação utilizadas no estudo, assim como amostragem aleatória simples com o uso da ferramenta *Pontos Aleatórios* disponível no Software Qgis 3.6.2. A quantidade mínima de pontos utilizada para validação foi definida conforme Jensen (1996) e utilizada por Fernandes *et al.* (2012). Onde P é o percentual de exatidão esperado; Q = 1 – P; E é o erro admissível (eq. 5):

$$N = \frac{4P \times Q}{E^2} \quad (5)$$

Para obter um percentual de exatidão de 95% e erro admissível de 5%, o número mínimo de pontos utilizados deveria ser igual a 76. Optou-se por utilizar mais que isso, 200. Destes, apenas 84 foram amostrados durante as campanhas de campo e, para a validação dos demais pontos foram utilizadas imagens RapidEye (resolução de 5 metros) e imagens disponíveis no *Google Earth Pro*, como fontes de validação.

- Cálculo da Acurácia

A exatidão de um mapa indica a proximidade da classificação realizada com a classe real. Então é necessário o conhecimento do quão correto são os dados provenientes dos distintos métodos de classificação. Para isso se utilizou do Coeficiente Kappa e Exatidão Global para se calcular a acurácia das classificações realizadas a partir da matriz de confusão. Onde K é uma estimativa do coeficiente Kappa; $\sum_{i=1}^c x_{ii}$ é a soma dos elementos da matriz na diagonal principal; $[c]$ é o número de linhas; $[x_{ii}]$ é o valor na linha $[i]$ e coluna $[i]$; $[x_{i+}]$ é a soma da linha $[i]$ e $[x_{+i}]$ é a soma da coluna $[i]$ da matriz de confusão; e $[n]$ é o número total de amostras (VALE *et al.*, 2018; COHEN, 1960). (eq. 6)

$$Kappa = \frac{n \sum_{i=1}^c x_{ii} - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}} \quad (6)$$

A qualidade da classificação de acordo com coeficiente Kappa pode ser analisado de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1 - Qualidade associada a valores do Coeficiente Kappa

| <i>Índice Kappa</i> | <i>Qualidade</i> |
|---------------------|------------------|
| 0 | Péssimo |
| 0,01 – 0,2 | Ruim |
| 0,21 – 0,4 | Razoável |
| 0,41 – 0,6 | Boa |
| 0,61 – 0,8 | Muito boa |
| 0,81 - 1 | Excelente |

Fonte: Landis e Koch (1977); Cohen (1960).

A Exatidão Global é uma das medidas mais simples de verificação de acurácia, onde relaciona-se os elementos da diagonal com o total de pontos amostrados. Onde A é o número de pontos amostrais com acerto e n o número de pontos amostrados (VALE *et al.*, 2018; CONGALTON, 1991). (eq. 7)

$$Exatidão\ Global = \frac{A}{n} \times 100 \quad (7)$$

2.3 Resultados e Discussões

No relativo a comparação dos produtos gerados para a classificação GEOBIA, e para o *Random Forest*, a partir dos pontos de verdade terrestre e do uso de imagens de alta resolução, foi possível elaborar a matriz de confusão com resultados do coeficiente Kappa qualificados como “excelente” para a classificação *Random Forest* de 1999 e “muito boa”

para as classificações *Random Forest* 2018, GEOBIA 1999 e 2018. Todas as classificações obtiveram exatidão global acima de 80%, de acordo com a Tabela 2.

Tabela 2 - Valores obtidos pelo Coeficiente Kappa e Exatidão Global

| Classes | 1999 | | 2018 | |
|---------------------|--------|---------------|--------|---------------|
| | GEOBIA | Random Forest | GEOBIA | Random Forest |
| Exatidão Global (%) | 85,5 | 95 | 81 | 86 |
| Coeficiente Kappa | 0,79 | 0,92 | 0,73 | 0,80 |

Fonte: Autor.

Os resultados de exatidão da classificação GEOBIA mostraram-se parecidos com o realizado por Silva e Bacani (2017), na classificação de uso da terra da bacia do Rio da Prata (MS), obtendo Coeficiente Kappa próximo a 0,8 e Exatidão Global entre 80% e 90%.

Este tipo de classificação, mesmo sendo voltada para imagens de alta resolução, pode ser aplicada em imagens de média resolução combinando uma boa segmentação com matemática de bandas espectrais, como os índices de vegetação e água. Ampliando o grau de informação dos segmentos, como forma de aumentar a diferenciação de diferentes regiões.

Assim como a classificação GEOBIA, adicionar índices espectrais baseados em cálculos entre bandas pode aumentar a acurácia no classificador *Random Forest*. Isso foi observado por Rosa (2018) em um estudo no mapeamento de ocupações urbanas em São Paulo, onde sua classificação obteve um aumento do coeficiente Kappa de 0,74 para 0,77 e exatidão global 77% para 79% por meio do uso desses índices. Isso ocorre pelo incremento de novas informações nas árvores de decisão.

A classificação “pixel a pixel”, do classificador *Random Forest*, obteve um Coeficiente Kappa e Exatidão Global mais elevados em comparação com a classificação GEOBIA. Esse tipo de classificação utiliza somente informações de pixels selecionados no processo de amostragem, deixando de lado outras características como forma e cor, que são levados em consideração na classificação GEOBIA. Como resultado gera uma classificação com pixels isolados, necessitando de uma edição pós-classificação (Tabela 3).

Por outro lado, a classificação GEOBIA obtém informações de um conjunto de pixels (regiões de pixels) com características homogêneas, onde pixels com características similares se tornam uma única região. É possível ocorrer que pixels de distintas classes se enquadrem no mesmo segmento, havendo a omissão e inclusão de pixels em uma determinada classe. Para Sousa *et al.* (2015) essa é uma desvantagem dessa técnica, onde há a associação de

pixels de borda às regiões vizinhas. Isso pode ser observado por meio dos erros de omissão e comissão.

Tabela 3 - Exatidão das classes individuais das distintas classificações

| <i>Classes</i> | <i>GEOBIA</i> | | | |
|---------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|
| | <i>1999</i> | | | |
| | <i>Exatidão Produtor</i> | <i>Erros de omissão</i> | <i>Exatidão Usuário</i> | <i>Erros de comissão</i> |
| <i>Água</i> | 89,19% | 10,81 % | 89,18 % | 10,81 % |
| <i>Manguezal</i> | 78,12 % | 21,87 % | 83,33 % | 16,66 % |
| <i>Não floresta</i> | 79,62 % | 20,37 % | 82,69 % | 17,30 % |
| <i>Formação florestal</i> | 90,90 % | 9,09 % | 86,41 % | 13,58 % |
| <i>Classes</i> | <i>2018</i> | | | |
| | <i>Exatidão Produtor</i> | <i>Erros de omissão</i> | <i>Exatidão Usuário</i> | <i>Erros de comissão</i> |
| | <i>Água</i> | 88,88 % | 11,11 % | 91,42 % |
| <i>Manguezal</i> | 88,23 % | 11,76 % | 83,33 % | 16,66 % |
| <i>Não floresta</i> | 73,75 % | 26,25 % | 88,05 % | 11,94 % |
| <i>Formação florestal</i> | 82,00 % | 18,00 % | 66,12 % | 33,87 % |
| <i>Classes</i> | <i>RANDOM FOREST</i> | | | |
| | <i>1999</i> | | | |
| | <i>Exatidão Produtor</i> | <i>Erros de omissão</i> | <i>Exatidão Usuário</i> | <i>Erros de comissão</i> |
| <i>Água</i> | 97,29 % | 2,70 % | 97,29 % | 2,70 % |
| <i>Manguezal</i> | 96,66 % | 3,33 % | 96,66 % | 3,33 % |
| <i>Não floresta</i> | 97,82 % | 2,17 % | 86,53 % | 13,46 % |
| <i>Formação florestal</i> | 91,95 % | 8,04 % | 98,76 % | 1,23 % |
| <i>Classes</i> | <i>2018</i> | | | |
| | <i>Exatidão Produtor</i> | <i>Erros de omissão</i> | <i>Exatidão Usuário</i> | <i>Erros de comissão</i> |
| | <i>Água</i> | 92,10 % | 7,89 % | 100 % |
| <i>Manguezal</i> | 93,54 % | 6,45 % | 80,55 % | 19,44 % |
| <i>Não floresta</i> | 78,48 % | 21,51 % | 92,53 % | 7,46 % |
| <i>Formação florestal</i> | 88,46 % | 11,53 % | 74,19 % | 25,80 % |

Fonte: Autor.

A acurácia do produtor está associada aos *erros de exclusão*, ou seja, pixels que deixaram de ser mapeados. A acurácia do usuário está associada ao *erro de omissão*, ou seja, pixels classificados incorretamente. De acordo com a Tabela 03 no classificador *Random Forest* foram observados erros de comissão e omissão menores que o GEOBIA, o que explica as diferenças entre as áreas por classe entre as distintas metodologias (Tabelas 4 e 5).

Tabela 4 - Matriz de Transição de áreas em km² entre os agrupamentos de classes da área de estudo, nos anos de 1999 e 2018, da classificação GEOBIA

| Classes (km ²) | Água | Manguezal | Formação florestal | Não floresta | Total 1999 | Perda |
|----------------------------|--------------|--------------|--------------------|---------------|---------------|--------|
| Água | 21,39 | 1,58 | 0,016 | 0,048 | 23,03 | 1,64 |
| Manguezal | 1,70 | 56,80 | 1,28 | 0,19 | 59,97 | 3,17 |
| Formação florestal | 0,20 | 2,12 | 138,60 | 98,2 | 239,12 | 100,52 |
| Não floresta | 0,08 | 0,07 | 18,24 | 66,16 | 84,55 | 18,39 |
| Total 2018 | 23,37 | 60,57 | 158,14 | 164,59 | 406,67 | |
| Ganho | 1,98 | 3,77 | 19,54 | 98,43 | | |
| Ganho - Perda | 0,34 | 0,6 | -80,98 | 80,04 | | |

Fonte: Autor.

Tabela 5 - Matriz de Transição de áreas em km² entre os agrupamentos de classes da área de estudo, nos anos de 1999 e 2018, da classificação Random Forest

| Classes (km ²) | Água | Manguezal | Formação florestal | Não floresta | Total 1999 | Perda |
|----------------------------|--------------|--------------|--------------------|---------------|---------------|-------|
| Água | 20,94 | 0,55 | 0,062 | 0,0026 | 21,55 | 0,61 |
| Manguezal | 2,15 | 57,19 | 0,607 | 0,0259 | 59,97 | 2,78 |
| Formação florestal | 0,047 | 2,11 | 170,69 | 92,18 | 265,02 | 94,33 |
| Não floresta | 0,018 | 0,107 | 15,76 | 44,25 | 60,13 | 15,88 |
| Total 2018 | 23,15 | 59,95 | 187,11 | 136,45 | 406,67 | |
| Ganho | 2,21 | 2,76 | 16,42 | 92,2 | | |
| Ganho - Perda | 1,6 | -0,02 | -77,91 | 76,32 | | |

Fonte: Autor.

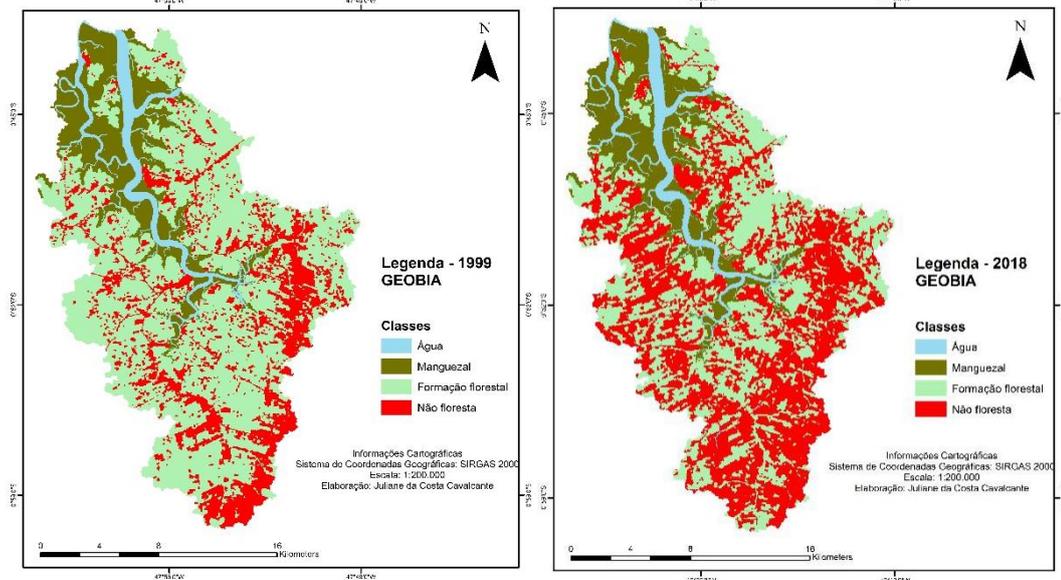
As Tabelas 4 e 5 mostram a transição das classes nos dois anos estudados. A linha da diagonal principal representa as áreas que permaneceram inalteradas. As linhas das tabelas representam as perdas de área de uma classe para outra (decréscimo) e as colunas os ganhos de área (acréscimo).

As classes de água e manguezal obtiveram pouca diferença entre as metodologias de classificação. Por outro lado, as classes com maiores diferenças em área foram “formação florestal” e “não floresta”, como apresentado nas Tabelas 4 e 5. Na classificação GEOBIA as áreas de “formação florestal” foram subestimadas e “não florestas” superestimadas, ou seja, devido aos altos erros de omissão em “formação florestal” e altos erros de comissão em “não floresta”. O oposto ocorreu com o classificador *Random Forest*, devido aos erros de comissão e omissão menores (Figuras 5 e 6).

Ambos os métodos apresentaram Exatidão Global e Coeficiente Kappa “Altos”, considerados como boas classificações de uso e cobertura da terra. Podendo compor estudos do processo de ocupação da bacia do Rio Mocajuba e seus impactos socioambientais. A

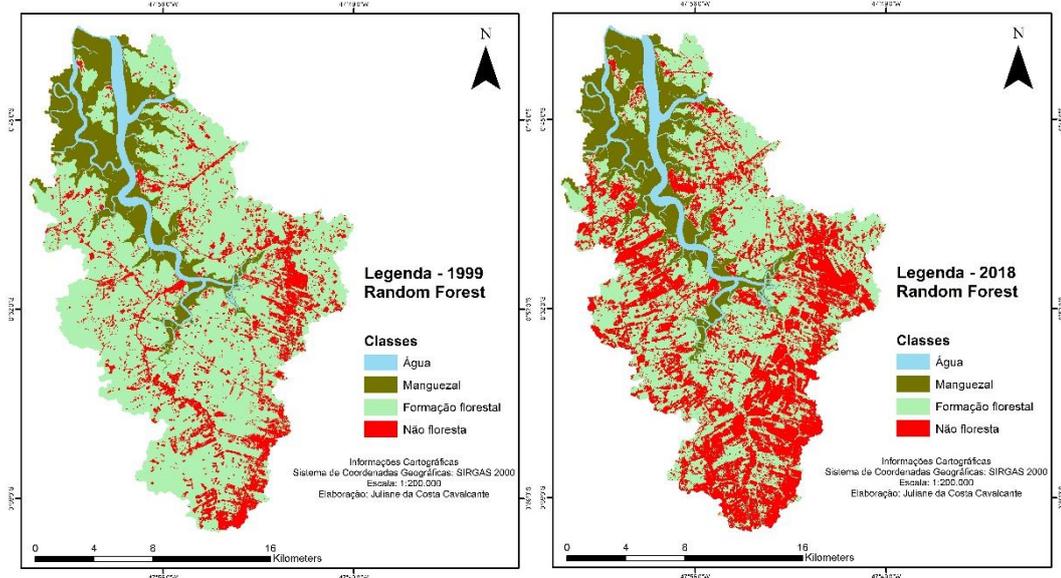
matriz de transição, através da diferença entre as áreas das classes de 1999 e 2018, mostra as áreas que foram conservadas e transformadas em outras categorias. Os valores assinalados na diagonal, nas Tabelas 4 e 5, correspondem às áreas das classes que não sofreram alteração nas respectivas metodologias de classificação.

Figura 5 - Mapa de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio Mocajuba de 1999 e 2018, respectivamente, por meio do método GEOBIA



Fonte: Autor.

Figura 6 - Mapa de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio Mocajuba de 1999 e 2018, respectivamente, por meio do classificador Random Forest



Fonte: Autor.

É possível observar que houve uma perda significativa das áreas de floresta, com uma diminuição de 33% na classificação GEOBIA e 29% no classificador *Random Forest*. Em

contrapartida, áreas antrópicas nomeadas como “não floresta” obtiveram um aumento de 48 % na classificação GEOBIA e 55% no classificador *Random Forest*.

Tais resultados refletem o aumento de áreas de pastagens, cultivos agrícolas e urbanização constadas (Figura 7). O aumento dessas áreas está relacionado à tendência de expansão de atividades antrópicas impulsionadas pela abertura de estradas e vicinais, como a PA 375 e 136, assim como pela ocupação no entorno de rios.

Observa-se que a bacia se encontra, em 2018, com a maior parte de sua alteração nas cabeceiras, sendo a rede de drenagem diretamente afluenta a mesma a mais impactada. O leito principal apresenta o melhor grau de conservação, porém com forte pressão de entorno. A gradação de 1999 para 2018 indica que a concentração das formas de alteração de uso da terra está se aproximando das áreas mais conservadas da bacia, cujo impacto deverá ser em considerado em diversos níveis, desde a produção de sedimentos que poderão migrar em direção aos cursos d'água, soterramento de nascentes e até as modificações estruturais nas áreas de manguezais.

A expansão de atividades antrópicas no nordeste paraense se desenvolveu mais intensamente com a consolidação da estrada de ferro Belém- Brasília, conhecida como BR 010 (VALE *et al.*, 2018). Favorecendo o surgimento de cidades e uma rede de estradas, em que a ocupação do território foi orientada mais para o interior, acompanhada com a intensificação de atividades agropecuárias e, conseqüentemente, o desmatamento (COELHO *et al.*, 2018). Dessa forma, as transformações na paisagem ocorreram devido a intensificação e mudanças nas atividades econômicas na região, como o desenvolvimento da agricultura tradicional e agropecuária.

Esse processo de ocupação na bacia também foi constatado por Teles e Pimentel (2015), reconhecendo que a presença de áreas antrópicas agropecuárias é atualmente responsável pela retirada expressiva da cobertura vegetal na área de estudo, evidenciando a importância dessas atividades para a população local, assim como o direcionamento de políticas públicas para o crescimento destas.

A ocupação desordenada ocasiona a diminuição de florestas nativas. Situação constatada em visita de campo e evidenciada por Teles e Pimentel (2015), pela presença de grandes áreas em regeneração (Figura 7 g-j).

Figura 7 - (a) (b) Áreas de não floresta (pastagem). (c) (d) Áreas de não floresta (agricultura). (e) (f) Áreas de não floresta (urbanização). (g) (h) (i) (j) Formação florestal.



Fonte: Autor.

A extensa área de vegetação secundária é resultado do modelo de produção derrubaqueima e posterior abandono da área com o objetivo de recuperar a fertilidade do solo

(COELHO *et al.*, 2018). Como consequência da redução de florestas se tem o aumento da fragmentação dos habitats naturais, acarretando a perda de espécies de fauna e flora.

A fragmentação da paisagem é um processo intrínseco a expansão de atividades antrópicas. De acordo com Costa *et al.* (2015), quanto maior a fragmentação de uma paisagem, maior será a influência de fatores externos nos fragmentos. Ou seja, maior a sensibilidade e fragilidade desses ambientes naturais. Coelho *et al.* (2018) consideram que a fragmentação florestal é um processo resultante da conversão de florestas, sendo uma ameaça ao funcionamento das comunidades bióticas e contribuindo para o empobrecimento da biodiversidade.

O crescimento de ocupações antrópicas na bacia do Rio Mocajuba ocasiona a pressão em Áreas de Preservação Permanente (APP's). O Código Florestal (Lei 12.651/2012) considera margens de cursos d'água naturais e manguezais como APP's. Dessa forma, para os cursos d'água há uma largura mínima de vegetação a ser preservada de acordo com a largura do corpo hídrico e para os manguezais deve haver a preservação de toda sua extensão.

Entretanto, a proteção dessas áreas não ocorre em várias extensões da bacia. Margens de cursos d'água que encontram-se sem proteção da vegetação ciliar (Figura 8a,b) são de fundamental importância para o controle destes ambientes, como forma de conter a erosão, assim como melhorar a quantidade e qualidade das águas (VIEGAS *et al.*, 2018).

Nessa mesma situação se encontram as áreas de manguezal que são protegidas legalmente por três Reservas Extrativistas Marinhas (RESEX) que foram criadas com o objetivo de proteger os mangues contra a expansão de atividades antrópicas. As RESEX que possuem áreas que fazem parte da bacia são: RESEX Mãe Grande Curuçá e São João da Ponta criadas em 2002, e RESEX Mocapajuba criada em 2014.

Observou-se que determinados seguimentos de manguezal eram englobados por vegetação em regeneração (Figura 8e,f), evidenciando a supressão de áreas de mangue. Essas áreas de vegetação secundária foram observadas por Vale *et al.* (2018) na RESEX Mocapajuba entre os terrenos marinhos e de terra firme, resultados do processo de ocupação das comunidades, abertura de áreas para cultivos agrícolas de subsistência e pastagens.

Figura 8 - (a) (b) (c) (d) Áreas de Preservação Permanente. (e) (f) Áreas de manguezal alteradas. (g) (h) Áreas antropizadas adjacentes aos manguezais. (i) (j) (k) Manguezais afastados de interferências antrópicas.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)



(g)



(h)



(i)



(j)



(k)

Fonte: Autor.

Menezes *et al.* (2008) afirmam que a regeneração de manguezais ocorre de maneira distinta da floresta original, como é o caso do estudo realizado por Berger *et al.* (2006) abordando a recuperação de manguezais em campos de arroz abandonados onde a diminuição

na disponibilidade de nutrientes pode ser responsável por mudanças relativas nas taxas de crescimento de diferentes espécies.

A vasta extensão de áreas de vegetação em processo inicial, intermediário e avançado de regeneração, que fazem parte da classe “formação florestal”, possuem função essencial na reestruturação da fauna e flora locais. De acordo com Coelho *et al.* (2018) as florestas secundárias podem ter papel importante na conservação biológica e no processo de recuperação ambiental, quando mantida em paisagens antropizadas.

Adjacente a essas áreas de manguezal impactadas se encontram áreas antropizadas e impermeabilizadas (Figura 8g,h). De acordo com Lacerda *et al.* (2006) e Godoy (2015) mudanças no uso da terra possuem a capacidade de alterar a carga e granulometria de sedimentos que chegam aos manguezais, visto que a expansão e permanência desses ecossistemas dependem do equilíbrio entre erosão e sedimentos de uma dada região costeira. Dessa forma os manguezais respondem não somente aos impactos locais, mas também às perturbações que ocorrem ao longo de toda sua bacia hidrográfica, interferindo na sua resiliência natural.

O ecossistema manguezal necessita de condições específicas para se manter, como teor de salinidade adequado, penetração da água do mar, solo composto de silte e argila fina, matéria orgânica, além da livre circulação das águas, pois grande parte do material orgânico (nutrientes) produzido pelas árvores é trazido pelas águas marinhas e continentais. No entanto, interferências antrópicas de grande escala podem interferir nas características desse ambiente, como é o caso da PA-458 que aterrou 25 km de Manguezal entre o município de Bragança e a praia de Ajuruteua. A obra foi concluída em 1991 e hoje a área de manguezal suprimida se encontra em processo lento de recuperação, com características bem diferentes do ecossistema original (OLIVEIRA; HENRIQUE, 2018).

Áreas de manguezal preservadas se encontram em locais mais isolados, como ilhas, e distantes de interferências antrópicas (Figura 8i,k). Nas áreas de manguezal e no entorno do rio principal são exercidas atividades econômicas locais como pesca, coleta de caranguejo e criação de ostras. Sendo que 26 comunidades são usuárias dos recursos naturais da bacia por meio dessas atividades tradicionais de baixo impacto ambiental. Além de que a criação das RESEX São João da Ponta e Mãe Grande Curuçá têm conduzido a população local a ter mais cuidado com a proteção dos recursos naturais por meio da regularização e manejo desses recursos. Por outro lado, a zona de amortecimento da RESEX sofre a falta de um plano de ação para conter atividades predatórias (TELES; PIMENTEL, 2018).

Esse fato destaca a importância das zonas de preservação do nordeste paraense, onde as RESEX foram criadas para proteger os ecossistemas de manguezal, prevenindo e mitigando a degradação do ambiente e a perda de biodiversidade. Ecossistemas esses que abrigam no seu entorno populações locais que usam dos recursos naturais para sua subsistência e atuam como agentes fiscalizadores na proteção das Unidades de Conservação. No entanto, como entraves se tem a falta de políticas públicas incentivando a conservação, educação ambiental e inclusão das comunidades tradicionais na gestão das unidades, e um plano de ações como tomada de decisão para as demandas das reservas, assim como a finalização dos planos de manejo das RESEX's que se encontram em construção.

De acordo com Teles e Pimentel (2018), devido a interesses divergentes do poder público local não há ações para o entorno das unidades de conservação, pois demandam investimentos financeiros e uma articulação mais efetiva com o poder do governo local. Nesse caso ressalta-se a ausência de uma secretaria de meio ambiente no município de São João da Ponta como agente de controle e fiscalização de atividades predatórias.

Ao observar os mapas de uso da terra da bacia hidrográfica do Rio Mocajuba é possível atentar que foi uma região que sofreu um intenso processo de desmatamento. O desenvolvimento de atividades econômicas ocasionou o incremento de atividades antrópicas na bacia, resultando em impactos negativos no meio físico, como fragmentação e descaracterização dos ecossistemas. Onde áreas de grande importância para a preservação da biodiversidade local, como áreas de APP's e manguezais, foram substituídas por ocupações antrópicas, de acordo com a Figura 8 (a,c,g,h).

O comprometimento dos recursos hídricos também pode ser destacado, uma vez que as áreas de recarga de nascentes podem ser suprimidas pela alteração das formas de cobertura da terra, além da geração de sedimentos por perdas ocasionadas pela erosão, que altera a geometria das margens dos canais e as condições de escoamento superficial das águas.

Mesmo com a criação das RESEX para a proteção dos manguezais e populações tradicionais observou-se áreas de mangue ameaças por ocupações antrópicas, como urbanização e agricultura. Isso acaba por evidenciar alguns entraves para a efetivação dessas Unidades de Conservação, como uma fiscalização ineficiente devido a extensas áreas de APP's e manguezais ocupadas ilegalmente, a falta de recursos e de corpo técnico, dificuldades de comunicação e divergências entre os governos locais, ausência de engajamento e inclusão da população local para ações de conservação e conscientização, além da falta de um plano de manejo e políticas públicas voltadas para a região.

2.4 Conclusão

Entender as alterações da paisagem ocasionadas pelas expansões das ocupações antrópicas, por meio da geração de mapas de uso e cobertura da terra, são fundamentais para o conhecimento dos processos socioambientais dentro de um sistema, que são modificados pelas alterações nas relações econômicas e transformações nos usos da terra. Simultaneamente a esses processos acontecem as modificações no ambiente natural que acabam por colocar em risco a permanência da biodiversidade, interferindo negativamente no fornecimento de bens e serviços ecossistêmicos às comunidades locais.

Dessa forma, as metodologias utilizadas na elaboração dos mapas de uso da terra, apesar dos resultados distintos, obtiveram acurácia consideradas favoráveis para estudos de uso e cobertura da terra e expansão de áreas antropizadas. Sendo que as classificações obtidas pelo classificador *Random Forest* atingiram melhor acurácia que da GEOBIA, onde este apresentou maiores erros de comissão e omissão.

As distintas metodologias podem ser incrementadas com índices espectrais aumentando a acurácia das classificações e enriquecendo os métodos, como foi o caso dos índices NDVI, NDWI, MNDWI e AWEI aplicados neste trabalho. Esses índices podem ser incrementados conforme a necessidade de simplificar a delimitação de determinadas classes, como o índice AWEI utilizado na metodologia GEOBIA visando facilitar a classificação da classe 'água'.

Em outra perspectiva, o estudo da evolução da ocupação na bacia do Rio Mocajuba serviu para analisar a expansão das áreas de uso antrópico no intervalo de 20 anos. Confirmando o fato que o aumento das atividades antrópicas na bacia pressiona as áreas de mangue das RESEX, devido à falta de políticas públicas e um plano de ações para conter essas atividades no entorno das UC's. Da mesma forma, a falta de um agente de controle e fiscalização das APP's colocam em risco a integridade dos recursos hídricos da bacia.

Portanto, para que os ecossistemas naturais sejam desfrutados de uma forma sustentável deve-se planejar e administrar as áreas antrópicas e as áreas que devem ser preservadas de uma forma conjunta, visto que a proteção apenas dos manguezais não é suficiente se o entorno estiver afetado. Já que a fragilidade e resiliência desses ambientes pode estar comprometida.

Agradecimentos

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelos recursos destinados a pesquisa. Ao Laboratório de Análises de Imagens do Trópico Úmido (LAIT) e ao Laboratório de Estudos e Modelagem Hidroambientais (LEMHA) da Universidade Federal do Pará (UFPA) pelo suporte oferecido.

Referências

BARBOSA, A. H.; CARVALHO, R.; CAMACHO, R. Aplicação do NDVI para a análise da distribuição espacial da cobertura vegetal na região Serrana de Martins e Portalegre – Estado do Rio Grande do Norte. **Revista do Departamento de Geografia**, v.33, p.128-143, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/rdg.v33i0.128171>. Acesso em: 22 abr. 2019.

BERGER, U.; ADAMS, M.; GRIMM, V.; HILDENBRANDT, H. Modelling secondary succession of neotropical mangroves: causes and consequences of growth reduction in pioneer species. **Trends in Plant Science and Evolution**, v.7, n. 4, p.243-252, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2005.08.001>. Acesso em: 15 abr. 2019.

COELHO, A. S.; TOLEDO, P. M.; VIEIRA, I. C. G.; CANTO, O.; ADAMI, M.; GOMES, A. R.; NARVAES, I. S. Impactos das mudanças de uso da terra nas áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no nordeste do estado do Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v.13, p.1, p.107-120, 2018. Disponível em: [http://editora.museu-goeldi.br/bn/artigos/cnv13n1_2018/impactos\(coelho\).pdf](http://editora.museu-goeldi.br/bn/artigos/cnv13n1_2018/impactos(coelho).pdf). Acesso em: 16 abr. 2019.

COHEN, J. A Coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**, v.20, n.1, p.37-46, 1960. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>. Acesso em: 24 fev. 2020.

CONGALTON, Russell G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing Of Environment**, v.37, n.1, p.35-46, 1991. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-b](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-b). Acesso em: 24 fev. 2020.

COSTA, O. B.; MATRICARDI, E. A. T.; PIRES, J. S. R. Análise do processo de fragmentação da floresta nos municípios de corumbiara e buritis - RO. **Floresta e Ambiente**, v.22, n.3, p. 334-344, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.044113>. Acesso em: 16 abr. 2019.

DINIZ, C.; CORTINHAS, L; NERINO, G; RODRIGUES, J; SADECK, L.; ADAMI, M.; SOUZA FILHO, P. W. M. Brazilian mangrove status: three decades of satellite data analysis. **Remote Sensing**, v.11, n.7, p.808-826, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs11070808>. Acesso em: 10 dez. 2019.

FERNANDES, R. R.; NUNES, G. M.; SILVA, T. S. F. Classificação orientada a objetos aplicada na caracterização da cobertura da terra no Araguaia. **Pesquisa Agropecuária**

Brasileira, v. 47, n.9, p. 1251-1260, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2012000900010>. Acesso em: 17 abr. 2019.

GAO, B.C. NDWI – a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, p. 257-266, 1996. Disponível em: http://ceeserver.cee.cornell.edu/wdp2/cee6150/Readings/Gao_1996_RSE_58_257-266_NDWI.pdf. Acesso em: 27 de fev. 2020.

GOOGLE EARTH ENGINE-GEE. **Google earth engine explorer**. 2019. Disponível em: <https://code.earthengine.google.com/>. Acesso em: 03 fev. 2019.

GISLASON, P. O.; BENEDIKTSSON, J. A.; SVEINSSON, Johannes R. Random Forests for land cover classification. **Pattern Recognition Letters**, v.27, n.4, p. 294-300, 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.patrec.2005.08.011>. Acesso em: 03 mar. 2019.

GODOY, M. D. P. **Alteração nas áreas de mangue em estuários no estado do Ceará devido a mudanças nos usos do solo e mudanças climáticas**. 2015. 202 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v.202, p.18-27, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>. Acesso em: 05 mar. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2012. 271p.

JENSEN, J. R. **Introductory digital image processing**: a remote sensing perspective. 2.ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1996. 316p.

KO, B.; KIM, H.; NAM, J. Classification of potential water bodies using landsat 8 OLI and a combination of two boosted random forest classifiers. **Sensors**, v.15, n.6, p.13763-13777, 2015. Disponível em: [10.3390/s150613763](https://doi.org/10.3390/s150613763). Acesso em: 27 fev. 2020.

KWANG, C.; JNR, E. M. O.; AMOAH, A. S. Comparing of landsat 8 and sentinel 2A using water extraction indexes over volta river. **Journal of Geography and Geology**, v.10, n.1, p.1-7, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5539/jgg.v10n1p1>. Acesso em: 08 mar. 2019.

LACERDA, L. D.; MAIA, L. P.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M. E.; BEZERRA, L. J. C.; MENEZES, M. O. T. Manguezais do Nordeste e mudanças ambientais. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.39, n.229, p.24-29, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/271519241_Manguezais_do_Nordeste. Acesso em: 10 mar. 2019.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The Measurement of observer agreement for categorical Data. **Biometrics**, v.33, p. 159-174, 1977. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2529310>. Acesso em: 24 fev. 2020.

MENEZES, M. P. M.; BERGER, U.; MEHLIG, U. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão states, North Brazil. **Acta Amazônica**, v.38, n.3, p.403-420, 2008. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672008000300004. Acesso em: 14 mar. 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. Shapefile Unidades de Conservação. 2019. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/areas-protetidas/cadastro-nacional-de-ucs/>. Acesso em: 22 ago. 2019.

OLIVEIRA, M. V. C.; HENRIQUE, M.C. No meio do caminho havia um mangue: impactos socioambientais da estrada Bragança-Ajuruteua, Pará. **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, v.25, n.2, p.497-514, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-59702018000200011>. Acesso em: 16 mar. 2019.

PAZ, J. P. S.; VIEIRA, C. V. Evolução do uso e cobertura do solo no município de São Francisco do Sul – estado de Santa Catarina. **Boletim Paranaense de Geociências**, v.74, n.1, p.28-36, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5380/geo.v74i1.50945>. Acesso em: 20 mar. 2019.

PEREIRA, G. H. A.; LOHMANN, M.; MAGANHOTTO, R. F. Proposta e avaliação de índices para delimitar e mapear corpos d'água utilizando imagens do satélite LANDSAT 8. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.6, n.9, p.1956-1968, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/233731>. Acesso em: 20 mar. 2019.

PIAZZA, G. A.; VIBRANS, A. C. Classificação orientada a objetos para mapear florestas secundárias em Santa Catarina, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.66, n.5, p.993-1005, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/275582909_Classificacao_orientada_a_objetos_par_a_mapear_florestas_secundarias_em_Santa_Catarina_sul_do_Brasil. Acesso em: 20 mar. 2019.

ROSA, M. R. Classificação do padrão de ocupação urbana de São Paulo utilizando aprendizagem de máquina e Sentinel 2. **Revista do Departamento de Geografia**, v.especial., p.15-21. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/rdg.v0ispe.145784>. Acesso em: 23 mar. 2019.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL J. A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: EARTH RESOURCES TECHNOLOGY SATELLITE-1 SYMPOSIUM, 3., Washington, D.C., 1973. **Proceedings**, Washington, D.C.: NASA. Goddard Space Flight Center, 1973. v.1, p.309-317. (NASA SP-351).

SAMPAIO, A. C. F.; GERMANO, P. J. M. M. T.; ANGELIS, B. L. D.; NOCCHI, M. J. Classificação ambiental dos fragmentos florestais da área rural do município de maringá-pr, brasil: primeiras etapas. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v.11, n.1, p.253-276, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n1p253-276>. Acesso em: 20 mar. 2019.

SILVA, L. C. N.; BACANI, V. M. Classificação orientada a objeto (GEOBIA) aplicada à análise das alterações do uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Rio da Prata em

Jardim e Bonito – MS. **Geografia**, v.26, n.1, p.05-18, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5433/2447-1747.2017v26n1p05>. Acesso em: 20 mar. 2019.

SILVA, L. F.; BACANI, V. M. Análise da Fragilidade Ambiental e das Áreas de Preservação Permanente da Bacia Hidrográfica do Córrego Fundo, Município de Aquidauana-MS. **Caderno de Geografia**, v.27, n.49, p.264-284, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2017v27n49p264>. Acesso em: 20 mar. 2019.

SOUSA, D. G.; MINCATO, R. L.; KAWAKUBO, F. S. Análise multitemporal do uso da terra utilizando imagens Landsat-5 da região de Alfenas, Sul de Minas Gerais, visando a conservação de fragmentos florestais. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.8, n.5, p.1482-1492, 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/233269>. Acesso em: 25 mar. 2019.

SPINELLI, M. V. P.; CARVALHO, R. M. C. M. O.; SILVA, H. P.; BRANDÃO, S. S. F.; FRUTUOSO, M. N. M. A. Estudo sustentável da capacidade de carga antrópica e a sua influência no ponto de equilíbrio da resiliência ambiental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.9, n.1, p.185-199, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/233667>. Acesso em: 26 mar. 2019.

TEIXEIRA, G. M.; FIGUEIREDO, P. H. A.; FERRAZ, S. F. B.; SALEMI, L. F.; RANZINI, M.; RIZZI, N. E. Análise de classificadores de estágios sucessionais em um fragmento de Mata Atlântica. **Biofix Scientific Journal**, v.2, n.4, p.88-96, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5380/biofix.v4i2.64233>. Acesso em: 27 mar. 2019.

TELES, G. C.; PIMENTEL, M. A. S. A nova perspectiva de Geossistema, proposta por Bertrand, aplicada a bacia hidrográfica do rio Mocajuba - Nordeste Paraense. **Boletim Campineiro de Geografia**, v.5, n.2, p.381-389, 2015. Disponível em: <http://agbcampinas.com.br/bcg/index.php/boletim-campineiro/article/view/239>. Acesso em: 27 mar. 2019.

TELES, G. C.; PIMENTEL, M. A. S. Análise de conflitos socioambientais nas Reservas Extrativistas de São João da Ponta e Curuçá – PA. **Geoambiente**, v.31, p.193-2011, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i31.48852>. Acesso em: 30 mar. 2019.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Earth explorer**, 2018. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 05 jul. 2018.

VALE, J. R. B.; COSTA, J. A.; SANTOS, J. F.; SILVA, E. L. S. Análise comparativa de métodos de classificação supervisionada aplicada ao mapeamento da cobertura do solo no município de Medicilândia, Pará. **Interespaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v.4, n.13, p.26-44, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.v4n13p26-44>. Acesso em: 05 abr. 2019.

VALE, J. R. B.; LEITE, T. V. S.; SILVA, E. L. S.; SANTOS, J. F. Análise espacial das unidades de paisagem da reserva extrativista Marinha Mocajuba, Zona Costeira do Nordeste Paraense. **Revista Cerrados**, v.16, n.2, p.153-173, 2018. Disponível em: http://dx.doi.org/10.22238/rc24482_6922018_1602153173. Acesso em: 27 abr. 2019.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da fragilidade ambiental na bacia do rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n.2, p. 295-308, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.107714>. Acesso em: 31 ago. 2019.

VIEGAS, S; ALMEIDA, R. M.; SOUZA, F. S. A identificação das áreas de preservação permanente no município de Santarém, estado do Pará, Brasil, a partir de técnicas de geoprocessamento. **Revista Geonorte**, v. 9, n. 33, p.153-169, 18 dez. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21170/geonorte.2018.v.9.n.33.153.169>. Acesso em: 15 abr. 2019.

XU, Hanqiu. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal Of Remote Sensing**, v. 27, n. 14, p.3025-3033, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>. Acesso em: 27 fev. 2020.

3 FRAGILIDADE AMBIENTAL POTENCIAL E EMERGENTE DA BACIA DO RIO MOCAJUBA – PA

Resumo

A análise das potencialidades de fragilidades ambientais de ambientes naturais e antropizados tem como finalidade adequar medidas de conservação, restauração e usos antrópicos destes ecossistemas, mantendo a perpetuação dos recursos naturais. Nessa perspectiva, o presente trabalho buscou identificar os diferentes níveis de fragilidade física na bacia hidrográfica do Rio Mocajuba – PA por meio da interação de elementos físicos e bióticos (pedologia, geologia, altitude, intensidade pluviométrica e uso e cobertura da terra) para a representação da paisagem local. Verificou-se que a bacia do Rio Mocajuba possui uma maior proporção de classes Média, Baixa e Alta, respectivamente, para Fragilidade Emergente e Potencial. Onde as áreas antropizadas promoveram o incremento da fragilidade natural, assim como observou-se que a classe de fragilidade baixa se concentrou na foz da bacia, englobando manguezais e áreas vegetadas. E a classe média e alta envolveram áreas de mangue e áreas antropizadas. Dessa forma a aplicação de metodologias de fragilidade possibilitam gerar um diagnóstico dos fatores limitantes ao uso e ocupação das terras. Assim como identificar áreas prioritárias para conservação e restauração florestal, contribuindo com a gestão e planejamento territorial da bacia.

Palavras-chave: Fragilidade. Ecossistema. Alteração. Uso da Terra. Planejamento. Gestão.

Abstract

The analysis of the potential of environmental fragilities of natural and anthropized environments aims to adapt measures for conservation, restoration and anthropic uses of these ecosystems, maintaining the perpetuation of natural resources. In this perspective, the present work sought to identify the different levels of physical fragility in the hydrographic basin of the Mocajuba River - PA through the interaction of physical and biotic elements (pedology, geology, altitude, rainfall and land use and coverage) for representation of the local landscape. It was found that the Mocajuba River basin has a higher proportion of Middle, Low and High classes, respectively, for Emerging and Potential Fragility. Where the anthropized areas promoted an increase in natural fragility, just as it was observed that the class of low fragility was concentrated at the mouth of the basin, encompassing mangroves and vegetated areas. And the middle and upper class involved mangrove areas and man-made areas. Thus, the

application of fragility methodologies makes it possible to generate a diagnosis of the factors limiting the use and occupation of land. As well as identifying priority areas for forest conservation and restoration. Contributing to the management and territorial planning of the basin.

Keywords: Fragility. Ecosystem. Amendment. Land use. Planning. Management.

3.1 Introdução

Conversão de ambientes naturais em áreas antropizadas, juntamente com a falta de planejamento e pouca consciência ecológica dos governos municipais, estaduais e federais têm colocado em risco a qualidade ambiental dos ecossistemas e de áreas protegidas presentes no território nacional. Os diferentes tipos de intervenções antrópicas ocasionam distintos graus de impacto no ambiente natural, de acordo com as características intrínsecas dos ecossistemas (VALLE *et al.*, 2016).

Diante disso, a análise ambiental e o planejamento territorial são estudos necessários para a tomada de decisão em relação à ocupação da terra e aproveitamento dos recursos naturais. Assim como para auxiliar na formulação de políticas públicas, implantação de estratégias de desenvolvimento local e na elaboração de um modelo de ordenamento físico-territorial (BACANI *et al.*, 2015).

Nessa perspectiva se encontram estudos de fragilidade ambiental, estes podem ser definidos como a vulnerabilidade de um ambiente em sofrer degradação, onde a fragilidade natural pode ser intensificada por ações antrópicas (VALLE *et al.*, 2016). Ross (1994) é um dos autores pioneiros em estudos de fragilidade física ambiental, propondo uma metodologia que combina dados de solo, geologia, geomorfologia, clima e cobertura vegetal, resultando em áreas com diferentes níveis de fragilidade como subsídio ao planejamento ambiental.

Estudos voltados à vulnerabilidade e fragilidade de ambientes naturais também podem ser aplicados em áreas antropizadas, objetivando a implantação de ações de conservação e restauração de ambientes degradados, como é o caso da bacia do Rio Mocajuba, Nordeste Paraense. Região que vem sofrendo alterações de suas características naturais desde a década de 1960, em razão da expansão agropecuária e urbana. Essas práticas antrópicas que ocasionam a degradação ambiental, também, vêm colocando em risco as Unidades de Conservação que integram a bacia, possuindo usos e ocupações irregulares que vem se expandindo no entorno das zonas de amortecimento e no interior das RESEX (TELES, 2015).

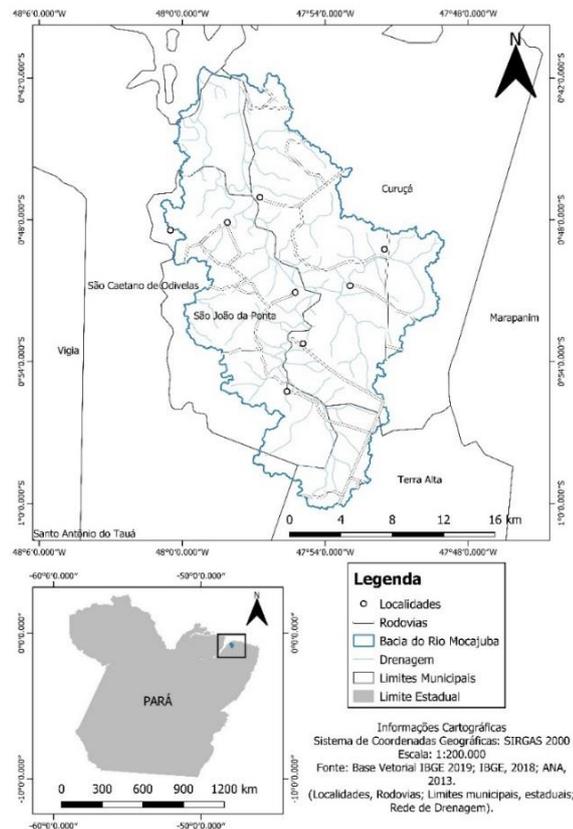
Dessa forma há necessidade de uma análise das potencialidades e fragilidades ambientais da bacia do Rio Mocajuba, levando-se em consideração suas características físicas, com a finalidade de adequar medidas de conservação, restauração e usos antrópicos dos ecossistemas dessa região, mantendo sua resistência e resiliência naturais. O objetivo dessa pesquisa é identificar os diferentes níveis de fragilidade física na bacia do Rio Mocajuba a partir da interseção de elementos físicos e bióticos, determinando limitações ambientais às diferentes intervenções humanas.

3.2 Metodologia

3.2.1 Área de Estudo

A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do rio Mocajuba, que faz parte dos municípios de São João da Ponta, Curuçá e Terra Alta, com localização no Nordeste do Estado do Pará. Em seus limites estão contidas partes de três Reservas Extrativistas Marinhas, a *RESEX de São João da Ponta, Mãe Grande de Curuçá e Mocapajuba*. A bacia possui uma área de aproximadamente 406 km² (Figura 9).

Figura 9 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Mocajuba



Fonte: Autor.

3.2.2 Análise da Fragilidade

A metodologia proposta baseia-se na adaptação da análise empírica de fragilidade física de ambientes naturais e antropizados proposta por Ross (1994) e vulnerabilidade à perda de solo por Crepani *et al.* (2001). As variáveis de análise envolvem a distribuição da precipitação pluviométrica, geomorfologia, geologia, solo, cobertura vegetal e uso da terra. Assim como, produtos cartográficos temáticos complementares de intensidade pluviométrica e cartas hipsométricas. Dessa forma, é possível integrar elementos que compõe o ambiente (físico - biológico e de ocupação humana) demonstrando o cenário atual da bacia do rio Mocajuba.

A fragilidade física da bacia do Rio Mocajuba foi avaliada segundo a classificação de Unidades Ecodinâmicas de Ross (1994): Estáveis (Instabilidade Potencial) e Instáveis (Instabilidade Emergente).

Quadro 2 - Classes de Fragilidade

| Classe de Fragilidade | Peso |
|------------------------------|-------------|
| Muito Baixa | 1 |
| Baixa | 2 |
| Média | 3 |
| Alta | 4 |
| Muito Alta | 5 |

Fonte: Adaptado de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001).

3.2.3 Cobertura de solos

Os tipos de solo apresentam distintos pesos em função da erodibilidade natural, levando em consideração características como profundidade, porosidade, estrutura, textura, plasticidade, permeabilidade, entre outros. Tais propriedades possuem relação com demais fatores pedogênicos, tal como litologia, clima, relevo e características químicas do solo (VALLE *et al.*, 2016; ROVANI *et al.*, 2015). As classes de fragilidade do solo encontradas na bacia constam no Quadro 3.

Quadro 3 - Classes Fragilidade: Pedologia

| Classes de Fragilidade | Classes de Solo | Peso |
|-------------------------------|------------------------------|-------------|
| Baixa | Gleissolo Tiomórfico Órtico | 2 |
| Média | Latossolo Amarelo Distrófico | 3 |

Fonte: Adaptado de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001).

A base de classificação pedológica utilizada foi disponibilizada pelo IBGE (2018)³ em uma escala de 1:250.000. As cartas a serem utilizadas em formato *shapefile* são as SA22 e SA23, que compõe o limite da bacia a ser estudada.

3.2.4 Unidades geológicas

A contribuição da geologia para a fragilidade física corresponde à história e evolução geológica do ambiente onde a área de estudo se encontra, considerando o grau de coesão das rochas. A estabilidade com relação à perda natural do solo diz respeito ao grau de coesão das rochas que o compõe, onde substratos pouco coesos prevalecem os processos modificadores das formas de relevo (morfogênese), enquanto rochas coesas prevalecem os processos de formação do solo (pedogênese) (ROVANI *et al.*, 2015).

Para o fator de geologia foram consideradas as descrições de vulnerabilidade das litologias aos processos erosivos proposta por Crepani *et al.* (2001), no Quadro 4.

A base de classificação geológica utilizada será a disponibilizada pelo IBGE (2018)⁴ em uma escala de 1:250.000. As cartas a serem utilizadas em formato *shapefile* são as SA22 e SA23, que compõe o limite da bacia a ser estudada.

Quadro 4 - Classes Fragilidade: Unidades Geológicas

| Classes de Fragilidade | Unidades Geológicas | Peso |
|-------------------------------|--|-------------|
| Baixa | <ul style="list-style-type: none"> • Depósitos de Planícies de Inundação | 2 |
| Média | <ul style="list-style-type: none"> • Barreiras • Cobertura Detrito Laterítica Neo-pleistocênica | 3 |
| Alta | <ul style="list-style-type: none"> • Aluviões Holocênicos • Depósitos Fluviomarinhos Holocênicos | 4 |

Fonte: Adaptado de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001).

³ Disponível em: http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/vetores/

⁴ Disponível em: http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/geologia/levantamento_geologico/vetores

3.2.5 Hipsometria

As medidas das formas físicas do relevo podem ser representadas pelas seguintes informações: amplitude de relevo (hipsometria), declividade e graus de dissecação da paisagem (dimensão interfluvial) (CREPANI *et al.*, 2001; ROSS, 1994).

Paisagens com altos valores de amplitude de relevo, declividade e graus de dissecação apresentam maior energia para o escoamento superficial, desencadeando processos erosivos transformadores das formas de relevo. Por outro lado, baixos valores contribuem para a infiltração da água e redução do escoamento superficial, favorecendo processos pedogenéticos (FOLLMANN *et al.*, 2018; VALLE *et al.*, 2016).

Os dados de declividade gerados para a área de estudo revelaram um relevo muito plano, onde aproximadamente 90% da bacia obteve valores de 0 a 5%, com fragilidades entre muito baixa a baixa. Dessa forma, com o propósito de detalhar o relevo da região e as classes de fragilidade optou-se por utilizar os dados de altitude para melhor detalhamento.

À vista disso, para representar o relevo da bacia foram considerados os níveis de altitude levando-se em consideração a vulnerabilidade aos processos erosivos proposta por Crepani *et al.* (2001). O Quadro 5 mostra os níveis de fragilidade em relação às variações de altitude da área de estudo.

Quadro 5 - Classes Fragilidade: Altitude

| Classes de Fragilidade | Altitude | Peso |
|-------------------------------|-----------------|-------------|
| Muito Baixa | 0 - 18 m | 1 |
| Baixa | 18.1 – 25 m | 2 |
| Média | 25.1 – 45 m | 3 |
| Alta | 45.1 – 60 m | 4 |
| Muito Alta | 60.1 –66.1 m | 5 |

Fonte: Adaptado de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001).

O material cartográfico utilizado na elaboração da carta hipsométrica foram Modelos Digitais de Elevação (MDE) do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), ID: SRTM1S01W048V3, banda 'x', 30 m de resolução espacial, disponíveis no site do USGS. As imagens utilizadas correspondem aos seguintes ID: SRTM1S01W049V3, SRTM1S01W048V3, SRTM1S02W049V3, SRTM1S02W048V3.

3.2.6 Intensidade pluviométrica

A climatologia é necessária para o conhecimento dos aspectos climáticos da região de estudo, prevendo o comportamento ocasionado por alterações antrópicas. A variável climática utilizada em estudos de fragilidade física é a Intensidade Pluviométrica, definida como a relação entre a média de precipitação anual e o número de meses chuvosos ao longo do ano (BACANI *et al.*, 2015).

A variável pode ser considerada como a energia disponível relacionada ao impacto da chuva no solo e posterior escoamento superficial, a ser transformada no potencial de erosividade da chuva. A erosão hídrica está associada à intensidade da chuva e características da terra, como capacidade de infiltração, declividade, tipo de solo, cobertura da terra, entre outros. Ou seja, quanto mais frágil forem as características naturais da bacia e a cobertura da terra, maior haverá potencial de erosividade da chuva (BACK; POLETO, 2017).

Para a classificação do mapa de precipitação será utilizado como critério a intensidade pluviométrica estabelecida por Crepani *et al.* (2001). O Quadro 6 apresenta a intensidade pluviométrica na área de estudo com suas respectivas classes de fragilidade.

Quadro 6 - Classes Fragilidade: Pluviosidade

| Classes de Fragilidade | Características Pluviométricas (mm/mês) | Peso |
|-------------------------------|--|-------------|
| Alta | 400 – 416 | 4 |
| Muito Alta | 416.1 – 436.2 | 5 |

Fonte: Adaptado de Crepani *et al.* (2001).

Foram utilizados dados de precipitação de 1998 a 2018 do produto CMORPH (método de *Morphing* do *Climate Prediction Center*) disponibilizados pelo NCEP (*National Centers for Environmental Prediction*) da NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). A técnica CMORPH utiliza dados de precipitação de sensores micro-ondas passivos de satélites meteorológicos e sensores infravermelho de satélites geoestacionário, que são o GOES-8, GOES-10, Meteosat-7, Meteosat-5 e GMS-5 (JOYCE *et al.*, 2004).

Os dados do CMORPH são obtidos a partir do site da NOAA⁵ em uma resolução temporal de 30 min e resolução espacial de 0,07277° (8 km no equador).⁶ Estes dados serão visualizados através do *Software OpenGrades*⁷, onde por meio dos scripts foram obtidos o

⁵ Disponível em: <ftp://ftp.cpc.ncep.noaa.gov/precip/>

⁶ Disponível em: http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/janowiak/cmorph_description.html

⁷ Disponível em: <http://opengrads.org>

acumulado mensal (média do período - 1998 a 2018), sendo possível realizar a média mensal e depois anual da área estudo.

3.2.7 Uso e cobertura da terra

A geração da base de uso e cobertura da terra realizou-se por meio da plataforma do Google Earth Engine⁸, das imagens de satélite Landsat 8 (referente ao ano de 2018) e do classificador *Random Forest*. A partir da base de cobertura da terra foi possível identificar a distribuição de três principais classes de uso da terra e seus graus de proteção (Quadro 7), com base na proposta de Ross (1994).

Quadro 7 - Classes Fragilidade: Uso da Terra

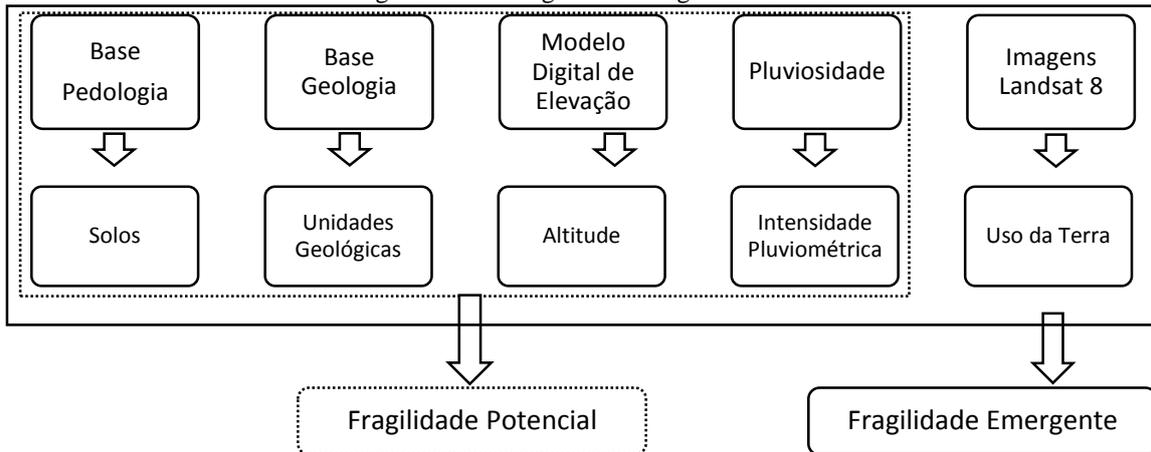
| Classes de Fragilidade | Uso da Terra | Características | Peso |
|-------------------------------|---------------------|---|-------------|
| Baixa | Formação Florestal | Baseado no manual técnico de vegetação do IBGE (2012): Vegetação ombrófila densa pioneira e secundária. Além de áreas em estado inicial de regeneração. | 2 |
| Alta | Manguezal | Baseado no manual técnico de vegetação do IBGE (2012): Vegetação com influência fluviomarina (manguezal e apicum). | 4 |
| Muito Alta | Não floresta | Considerou-se toda cobertura de terra com usos antrópicos variados, tais como: áreas urbanas, pastagem, agricultura, rodovias e solo exposto. | 5 |

Fonte: Adaptado de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001).

A Figura 10 e Tabela 6 simplificam a metodologia aplicada para a estimativa da Fragilidade Potencial e Emergente. A álgebra de mapas foi realizada com o auxílio do Software Qgis 3.6.2.

⁸ Disponível em: <https://code.earthengine.google.com>

Figura 10 - Fluxograma da fragilidade ambiental



Fonte: Autor.

Tabela 6 - Cálculo da Fragilidade Potencial e Emergente

| Fragilidade Potencial | | | | | Fragilidade Emergente | | | | | Relação entre FP e FE | | | | | |
|------------------------------------|---|---|---|---|-----------------------|---------|----|---|---|-----------------------|----|----|----|---|---------|
| P | G | A | I | = | FP | | P | U | = | FE | | FP | FE | = | Relação |
| 2 | 2 | 1 | 4 | | | 1 a 1,9 | MB | + | | 2 | | | | | |
| 3 | 3 | 2 | 5 | | 2 a 2,9 | B | G | 4 | | 2 a 2,9 | B | | | | |
| | 4 | 3 | | | 3 a 3,9 | M | + | 5 | | 3 a 3,9 | M | | | | ≥ 0 |
| | | 4 | | | 4 a 4,9 | A | A | | | 4 a 4,9 | A | | | | |
| | | 5 | | | 5 | MA | + | | | 5 | MA | | | | |
| $\frac{P + G + A + I}{4} = FP$ | | | | | | | | | | | | | | | |
| $\frac{P + G + A + I + U}{5} = FE$ | | | | | | | | | | | | | | | |
| FP – FE = Relação | | | | | | | | | | | | | | | |

Onde P= Pedologia; G=Geologia; A=Altimetria; I= Intensidade Pluviométrica; U=Uso da Terra; FP = Fragilidade Potencial; FE= Fragilidade Emergente; MB= Muito Baixa; B= Baixa; M= Média; A= Alta; MA = Muito Baixa.

Para relacionar Fragilidade Emergente e Fragilidade Potencial se propôs a subtração de ambas as bases. Onde valores ≤ 0 diz respeito a áreas que tiveram sua fragilidade natural atenuada pela cobertura da terra, ou seja, decréscimo de fragilidade; valores ≥ 0 para áreas com acréscimo de fragilidade.

3.2.8 Densidade de Kernel

Como forma de comparar os resultados de fragilidade ambiental com as pressões antrópicas na bacia, utilizou-se dados de estradas e localidades (cidades, vilas e aglomerado rural), disponibilizados pelo IBGE (2019). A partir destes gerou-se um mapa de densidade de Kernel, permitindo estimar a densidade de ocupação por unidade de área na bacia. A função é dada pela seguinte equação (eq. 8) (OLIVEIRA, U.; OLIVEIRA, P., 2017; CARVALHO *et al.*, 2016):

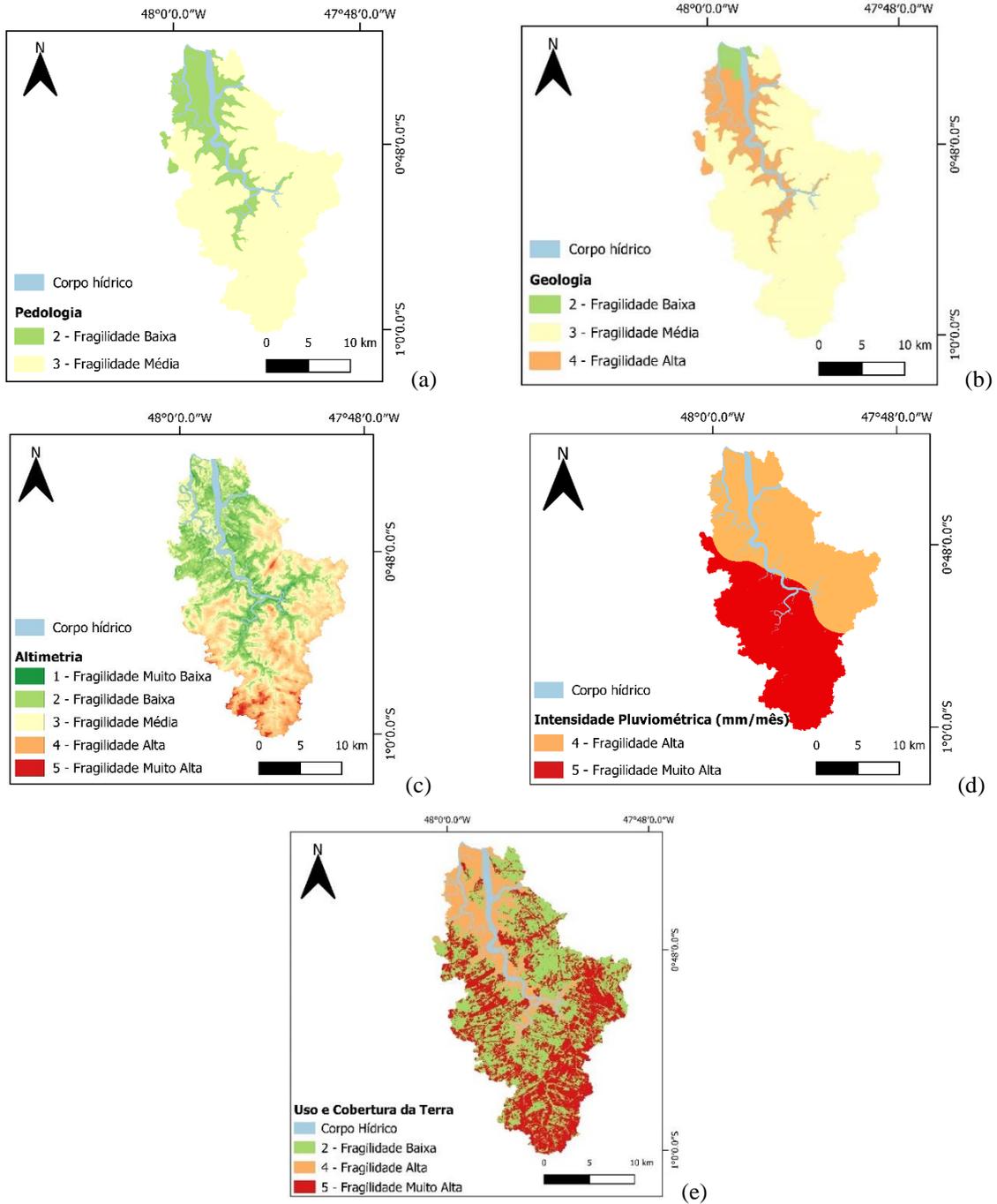
$$\hat{\lambda}(s) = \sum_{i=1}^n \frac{1}{\tau^2} k\left(\frac{s-s_i}{\tau}\right) \quad (8)$$

Onde: $\hat{\lambda}(s)$ é o estimador de densidade, $k(\)$ função de Kernel, τ - raio da busca, s - centro da área a ser estimada, s_i - local do ponto e n - número total de pontos.

3.3 Resultados e Discussões

A Figura 11 espacializa as fragilidades de cada critério utilizado na metodologia. No critério Pedologia considerou-se que o Gleissolo apresenta menor erodibilidade natural, ou seja, menor fragilidade à perda de solo (Fragilidade Baixa).

Figura 11 - (a) Fragilidade no critério Pedologia. (b) Fragilidade no critério Geologia. (c) Fragilidade no critério Altimetria. (d) Fragilidade no critério Intensidade Pluviométrica. (e) Fragilidade no critério Uso e Cobertura da Terra.



Fonte: Autor.

Esse peso foi adotado levando-se em consideração suas características naturais, como alta quantidade de matéria orgânica, proporcionando uma textura mais argilosa, sendo menos permeáveis e com maior potencial de retenção de água, assim como apresentam maior força de coesão entre as partículas, proporcionando maior resistência à erosão (BRAGA *et al.*, 2015; IBGE, 2015).

Os Latossolos Amarelo variam de argilosos a areno-argilosos, sendo solos mais profundos, com boa drenagem, menor retenção de água e baixa fertilidade. Devido à variação da proporção entre argila e areia podem ser considerados com uma fragilidade maior à perda de solo (Fragilidade Média), em comparação com os Gleissolos (IBGE, 2015; FREITAS *et al.*, 2014).

No critério Geologia os Depósitos de Planícies de Inundação foram considerados de Fragilidade Baixa, pois constituem depósitos de manguezais e lamosos predominantemente pelíticos, com sedimentos siltico-argilosos e com grande contribuição de matéria orgânica. Assim como, são áreas permanentemente inundadas, submetidas diariamente às oscilações de maré, sendo menos vulneráveis aos processos de modificação do relevo devido ao grau de coesão das rochas (CPRM, 2013; DOMINGUEZ *et al.*, 1990).

O conjunto de rochas pertencentes ao Grupo Barreiras foi admitido como de Fragilidade Média aos processos morfogenéticos, levando-se em consideração a presença de sedimentos mais grossos, inconsolidados, predominância de fácies areno-argilas e possuindo agregados mais friáveis. Da mesma forma a unidade de Cobertura Detrito Laterítica foi ponderada como de Fragilidade Média, pela sua constituição argilo-arenosa e de areias inconsolidadas (IGAWA; MACIEL, 2018; HERRERA *et al.*, 2016).

Os Aluviões Holocênicos e Depósitos Fluviomarinhos Holocênicos foram ponderados como de Fragilidade Alta aos processos morfogenéticos. O primeiro destaca-se por sua morfologia típica de planícies sedimentares relacionadas ao sistema fluvial, geralmente constituídos por sedimentos arenosos a argilosos, com níveis de cascalho e matéria orgânica inconsolidados e semi-consolidados. Esses depósitos são mutáveis devido à erosão fluvial, principalmente quando não protegidos pela vegetação. O segundo se relaciona a depósitos sedimentares derivados da associação combinada de processos fluviais e marinhos, constituindo-se por argila, areia e cascalho, inconsolidados e semi-inconsolidados em que sua evolução está relacionada à dinâmica fluvial. Dessa forma ambas unidades apresentam baixos níveis de consolidação, estando expostos à erosão (SILVA *et al.*, 2019; CPRM, 2013).

O critério altimetria obteve um valor crescente de fragilidade de acordo com a elevação da altitude. Nesse caso julgou-se que quanto mais elevada a altitude maior a susceptibilidade aos processos erosivos, devido a maior velocidade de escoamento segundo o gradiente do terreno, favorecendo os processos morfogenéticos (ROSS; FIERZ, 2018).

A Alta e Muito Alta fragilidade conferida ao quesito Intensidade Pluviométrica é compatível com as características naturais da área, onde a precipitação atinge uma média de 400 mm/ano no período mais chuvoso e 59 mm/ano no período menos chuvoso (MENEZES

et al., 2015). Dessa forma, quanto maior a intensidade pluviométrica maior a perda de solo pela erosividade da chuva.

As classes de Cobertura da Terra agrupadas em Não Florestal, Manguezal, Formação Florestal obtiveram Fragilidade Muito Alta, Alta e Baixa, respectivamente. A classe Não Florestal engloba todas as áreas antrópicas presentes na bacia, ou seja, que tiveram sua vegetação suprimida ou descaracterizada. Áreas antropizadas foram ponderadas por Silva e Bacani (2017) de Alta a Muito Alta pois, devido ao grande impacto sofrido, são áreas mais frágeis a processos erosivos e morfogenéticos.

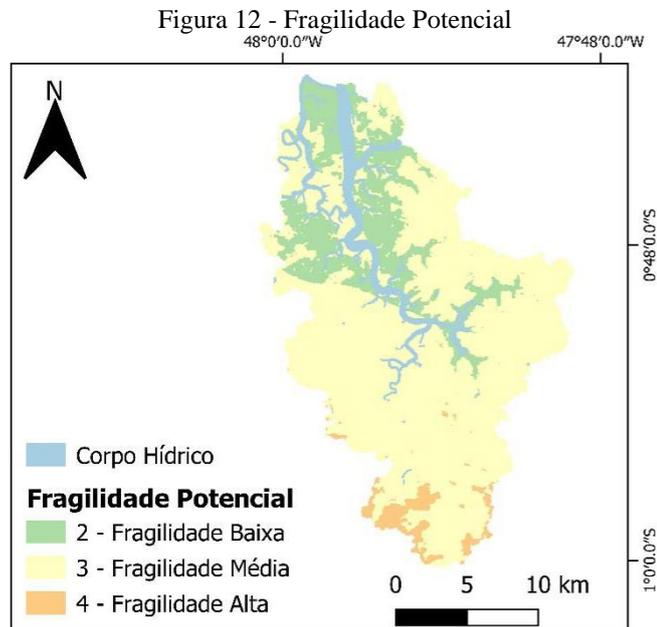
As áreas de Manguezal foram consideradas de Fragilidade Alta devido à elevada sensibilidade às intervenções antrópicas. Mesmo possuindo adaptações que favoreçam sua resiliência perante distúrbios naturais (ALONGI, 2008) acabam sofrendo alterações de intervenções antrópicas que ocorrem em toda a bacia, prejudicando sua estrutura e ocasionando morte de organismos (MATIAS; SILVA, 2017).

A região classificada como vegetação ombrófila densa (primária e secundária) e áreas em estado inicial de regeneração (capoeira) foram classificadas com Baixa Fragilidade. Esse valor deve-se à baixa interferência antrópica e à manutenção da cobertura florestal nessas áreas. Onde mesmo tendo ocorrido supressão da vegetação, estão retomando seu estado de equilíbrio. Dessa forma, devido à proteção do solo proporcionada pela cobertura vegetal diversos autores a consideram como de Fragilidade Muito Baixa a Baixa (FERREIRA *et al.*, 2016; VALLE *et al.*, 2016).

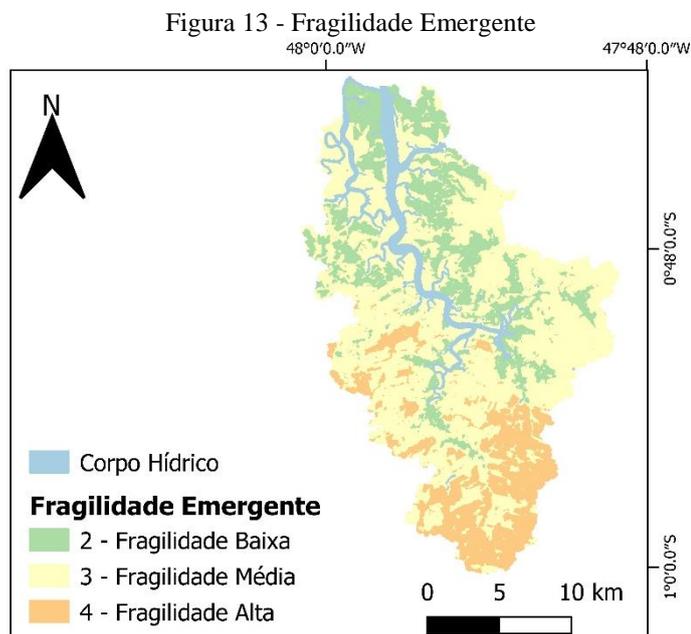
A integração das bases de fragilidade individuais, sem a base de uso e cobertura da terra, representou a Fragilidade Potencial (Figura 12) da Bacia do Rio Mocajuba. Onde obteve-se três classes de Fragilidade Potencial: Baixa, Média e Alta.

A classe de Fragilidade Potencial Baixa contemplou 19,92% da área de estudo, concentrando-se próximo a foz bacia, onde se encontra boa parte dos manguezais. Observa-se que se trata da região onde a planície de inundação se faz mais evidente, favorecendo a deposição de sedimentos. A maior parte da bacia (76,67 %) engloba a classe de Fragilidade Potencial Média, onde o médio-baixo curso da bacia se comporta de forma mais homogênea quanto a fragilidade, sendo as formas de uso da terra a componente de maior variabilidade e com potencial direto de intervenção nas áreas de manguezais. A classe de Fragilidade Potencial Alta foi atribuída a uma pequena parte da bacia (3,41%), concentrou-se no extremo das cabeceiras da bacia, sobre os divisores topográficos, em uma região de limítrofe com as sub-bacias que drenam em direção ao rio Marapanim. A junção dos critérios utilizados em

Fragilidade Potencial com a base de Uso e Cobertura da Terra resultou no mapa de Fragilidade Emergente (Figura 13), onde se obteve três classes: Baixa, Média e Alta.



Fonte: Autor.



Fonte: Autor.

Devido à baixa fragilidade dada às áreas de Formação Florestal, estas acabaram atenuando a Fragilidade Potencial da bacia. Desta forma, determinadas áreas que detinham Fragilidade Potencial Média passaram a ter Fragilidade Emergente Baixa, que englobou 18,39% da bacia. Isso demonstra que a cobertura florestal é capaz de oferecer atenuação da fragilidade em determinados locais. O mesmo foi observado por Valle *et al.* (2016), onde de acordo com os

autores a cobertura florestal é capaz de oferecer proteção ao solo, minimizando a intensidade e consequências de processos erosivos além de, conseqüente, reduzir a fragilidade.

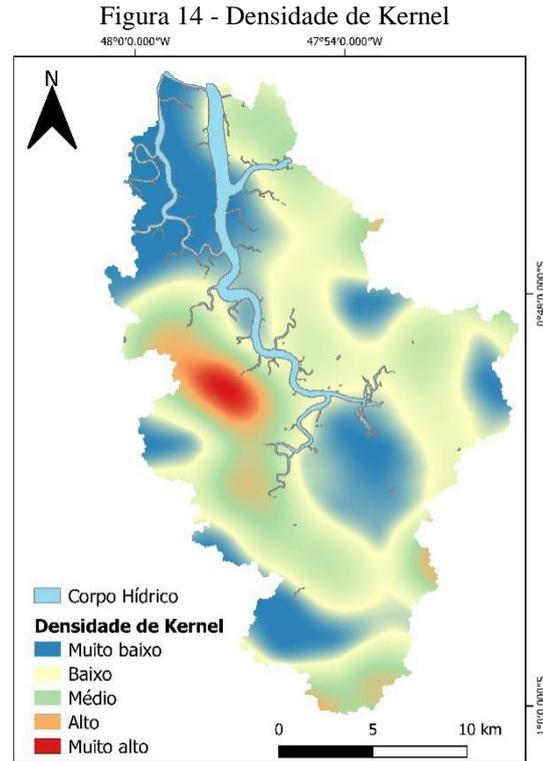
A alta fragilidade dada às áreas de manguezal fizeram com que boa parte destas passassem de Fragilidade Potencial Baixa para Fragilidade Emergente Média. Na bacia as áreas de manguezal sofrem pressão pela expansão das ocupações antrópicas. Estas acabam por dificultar a permanência e recuperação das áreas de mangue, visto que os manguezais mesmo possuindo uma alta resiliência necessitam de condições específicas para a sua existência (SILVA *et al.*, 2018).

A Fragilidade Emergente Média dessas áreas, que totalizou 67,57% da bacia, é acarretada pela alta importância dada às florestas de mangue na proteção do solo e equilíbrio do ecossistema dos manguezais, além das ameaças que sofrem pelas interferências humanas. Como é o caso dos manguezais de Bragança que foram impactados pela construção da Rodovia PA-458 sendo totalmente descaracterizados e hoje se encontram em processo lento de recuperação (OLIVEIRA; HENRIQUE, 2018).

As áreas antrópicas, classificadas como Não Floresta, englobam as classes de Fragilidade Emergente Média e Alta. Sendo possível observar o incremento de fragilidade, principalmente na parte inferior da bacia, ocasionada pelas áreas antropizadas, englobando 14,04% da bacia na classe de Fragilidade Emergente Alta. Essas ocupações retiram a proteção do solo e interferem no equilíbrio dos ecossistemas naturais.

Traficante *et al.* (2017) admitem que mesmo havendo baixa fragilidade potencial em relação à erosão, determinadas áreas podem sofrer influência pela ocupação da terra existente sobre elas. Isso ocorre pela diminuição do grau de proteção, aumentando o escoamento superficial e proporcionando a erosão linear e laminar. Tornando essas áreas instáveis e fragilizadas.

A Figura 14, que ilustra a densidade relativa à concentração de vias de acesso e localidades (vilas, cidades etc.), demonstra que a fragilidade da bacia do Rio Mocajuba também é influenciada negativamente pela abertura de estradas, como a PA - 136 e PA - 375, e suas vicinais. Quando comparado a carta da Figura 13, observa-se que as áreas de média-baixa e média-alta densidade representam também as áreas de média-alta fragilidade emergente.

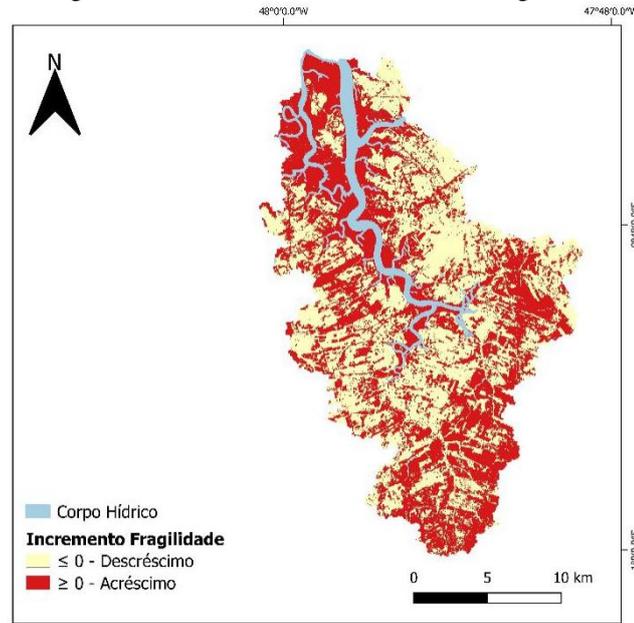


De acordo com Santos *et al.* (2017), a presença de rodovias estaduais e federais nos municípios pode explicar o maior avanço da antropização. Dessa forma, a abertura de novas estradas favorece a expansão de aglomerados urbanos, intensificando o uso da terra nas proximidades. Nesse contexto, a Figura 14 demonstra a densidade de ocupações de estradas e aglomerados habitacionais na bacia em estudo. Rezzadori *et al.* (2016) afirmam que a implantação de rodovias fomenta a fragmentação da paisagem, que consequentemente gera um efeito de borda, isolamento e redução de populações. Isso reforça a necessidade de estudos voltados a implantação de estradas em áreas protegidas, como as RESEX da bacia em estudo.

Áreas com presença de rodovias podem intensificar a presença de aglomerados habitacionais, potencializando a fragilidade alta de áreas antrópicas, interferindo na estabilidade dos manguezais, como no centro da bacia (Figura 14) e colocando em risco áreas de fragilidade baixa. As áreas de não floresta podem sofrer o incremento do desflorestamento aos arredores pelas rodovias, as áreas de formação florestal podem sofrer novos desmatamento e os manguezais podem sofrer perdas diretas (desmatamento) ou indiretas (diminuição do aporte de água e sedimentos).

Por meio da subtração das bases de Fragilidade Emergente e Fragilidade Potencial gerou-se como resultado o incremento da fragilidade da bacia (Figura 15 e Tabela 7).

Figura 15 - Acréscimo e Decréscimo de Fragilidade



Fonte: Autor.

Tabela 7 - Quantificação das Áreas de Fragilidade Potencial, Fragilidade Emergente e Acréscimo/Decréscimo de Fragilidade

| Classes | Fragilidade Potencial | | Fragilidade Emergente | | Acréscimo/Decréscimo | | |
|--------------|-------------------------|-----------------|-------------------------|-----------------|----------------------|-------------------------|-----------------|
| | Área (km ²) | Porcentagem (%) | Área (km ²) | Porcentagem (%) | Limite | Área (km ²) | Porcentagem (%) |
| Muito Baixa | - | - | - | - | | | |
| Baixa | 76,4 km ² | 19,92% | 70,55 km ² | 18,39% | ≤ 0 | 187,11 km ² | 48,79% |
| Média | 294,03 km ² | 76,67% | 259,13 km ² | 67,57% | | | |
| Alta | 13,09 km ² | 3,41% | 53,84 km ² | 14,04% | ≥ 0 | 196,4 km ² | 51,21% |
| Muito Alta | - | - | - | - | | | |

Fonte: Autor.

Pelo alto valor de Fragilidade dada às classes Não Floresta e Manguezais, ambas as áreas obtiveram incremento de fragilidade. Esse resultado confirma a questão da alta fragilidade de áreas antropizadas e dos manguezais. Dessa forma, levando em consideração as Figuras 13 e 14 é importante conter a expansão urbana e abertura de estradas em locais considerados de fragilidade emergente alta e média, assim como estabelecer critérios específicos para ocupações em áreas de fragilidade emergente baixa. Sendo importante a contenção de atividades em direção aos manguezais (NASCIMENTO; SOUZA, 2010).

O incremento da fragilidade ocasionada pelas atividades antrópicas totalizou 35,58% da bacia, ocasionado pela alta pressão que essas ocupações ocasionam ao ecossistema, principalmente quando sem planejamento. Na bacia do Rio Mocajuba é possível observar

diferentes ambientes antropizados, como urbanizações (Figura 16a), pastagens (Figura 16b), áreas agrícolas (Figura 16c) e demais áreas com solo exposto (Figura 16d).

Muitas dessas ocupações, principalmente áreas urbanizadas e agrícolas, se encontram em espaços protegidos, como Áreas de Preservação Permanente (APP) e manguezais. Comprovando que a expansão dessas apropriações na bacia ocorrera sem planejamento, assim como a falta de fiscalização atual possibilita a implantação de novas ocupações.

Esse fato confirma a Fragilidade Emergente Alta e Média dessas áreas, assim como o incremento que elas proporcionam à fragilidade natural da bacia. De acordo com Santos (2015) as unidades de Fragilidade Emergente Alta são associadas a ambientes fortemente instáveis e sem equilíbrio dinâmico. Essas unidades são mais comumente identificadas como áreas que sofreram intervenções antropogênicas, modificando intensamente o ambiente natural, como é o caso da área de estudo.

Da mesma forma que as áreas de Não Floresta, os Manguezais motivaram o incremento da fragilidade natural da bacia (15,63%), em razão do alto valor de fragilidade dado a esse ecossistema. A região ocupada pelos manguezais na bacia do Rio Mocajuba é protegida por Unidades de Conservação (UC) da categoria de Reservas Extrativistas (RESEX), no entanto não existe um plano de ações ambientais, do ponto de vista legal, visando a regularização de ações predatórias no entorno dessas áreas (zona de amortecimento), pois demandam investimentos financeiros e uma articulação mais efetiva do poder público, o que não acontece devido a interesses divergentes e a não prioridade do poder público local para a questão ambiental (TELES; PIMENTEL, 2018).

Dessa forma, mesmo sendo áreas protegidas legalmente por lei é possível observar a pressão antrópica ocasiona aos manguezais, principalmente pela urbanização (Figura 16e,f). Por outro lado, as áreas de manguezais mais preservadas se encontram distantes das intervenções antrópicas (Figura 16 g, h).

Um estudo realizado nos manguezais ao longo da costa do Paquistão por Rahman *et al.* (2017) revelou um declínio de 500 km² em apenas 8 anos, devido à rápida intervenção humana. No entanto, com a intervenção governamental foi possível observar um aumento na regeneração e reabilitação da cobertura de mangue, devido à efetivação das legislações ambientais e garantia do abastecimento de água e sedimentos para os ecossistemas costeiros, por meio da recuperação de áreas. Dessa forma, ressalta-se a importância de iniciativas dos governos municipais/estaduais (secretarias municipais e estaduais de meio ambiente) e federais (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio), envolvendo todas as áreas adjacentes aos mangues, para a conservação do ecossistema manguezal.

Figura 16 - (a) Urbanização. (b) Pastagem. (c) Agricultura. (d) Solo Exposto. (e, f) Áreas urbanizadas adjacente a manguezais. (g, h) Manguezais distantes de interferências antrópicas.



Fonte: Autor.

Diferente das classes Não Floresta e Manguezal, as áreas de Formação Florestal motivaram a atenuação da fragilidade natural. Na área de estudo a classe Formação Florestal engloba áreas de floresta secundária em estágio inicial e avançado (Figura 16 d). Para Abrão e Bacani (2018) e Corte *et al.* (2015) as áreas com remanescentes de cobertura florestal, em estágio inicial ou avançado de regeneração, oferecem maior proteção ao solo em comparação a usos antrópicos, como pastagem e urbanização. Devido, principalmente, à proteção ao solo que oferecem contra a erosão.

A partir dos dados de Uso e Cobertura da Terra foi possível observar que a bacia do Rio Mocajuba foi densamente ocupada. Uma área equivalente a 48,79% da bacia é tomada por área de formação florestal, confirmado os desflorestamentos ocorridos em anos anteriores. No entanto, se conservadas com por meio de iniciativas do governo e da população local essas áreas podem atingir estágios avançados de regeneração, favorecendo a conservação da biodiversidade, o que foi observado por Duarte *et al.* (2018). Por outro lado, as áreas de ocupações antrópicas na bacia se encontram em expansão, pressionando áreas em regeneração e manguezais.

Nessa perspectiva, se ressalta a importância de políticas públicas na área para a recuperação de Áreas de Preservação Permanente e Áreas de Reserva Legal. Assim como para a conservação dos manguezais, por meio do poder de polícia ambiental dos órgãos ambientais, através da fiscalização e interrupção de empreendimentos que não atendam às legislações ambientais.

3.4 Conclusão

A interseção dos elementos físicos (pedologia, geologia, altimetria e intensidade pluviométrica) e bióticos (uso e cobertura da terra), utilizados para representar a Fragilidade da bacia do Rio Mocajuba, sugerem uma maior proporção da classe Média, seguida de Baixa e Alta, tanto para Fragilidade Potencial como para Emergente. Sendo que as áreas de Não Floresta e Manguezais proporcionaram o incremento da fragilidade natural (Potencial) devido à alta fragilidade desses ambientes frente às pressões antrópicas. Por outro lado, as áreas de Formação Florestal abrandaram a fragilidade da bacia, devido à proteção que a vegetação proporciona ao solo.

Dessa forma, se faz necessária a fiscalização de atividades em áreas de alta e média Fragilidade Emergente, devido a suas limitações ambientais frente a expansão de atividades antrópicas. Essas áreas de alta e média fragilidade englobam principalmente manguezais e áreas antropizadas (não floresta), onde neste último se torna indispensável iniciativas de restauração florestal, atenuando a fragilidade dessas áreas.

Áreas com baixa fragilidade emergente, envolvendo, principalmente, parte dos manguezais e a classe formação florestal devem ser foco de ações de conservação, visando o equilíbrio e manutenção da baixa fragilidade desses ambientes.

Então, ressalta-se a importância da criação de iniciativas governamentais e de demais organizações da sociedade civil voltadas a práticas conservacionistas, nas áreas de Formação

Florestal e Manguezais, e à recuperação de áreas degradadas, como as áreas de Não Floresta que se encontram pressionando os manguezais. Sendo que o aumento da fragilidade ocasionada pela expansão das atividades antrópicas poderá comprometer a manutenção dos recursos naturais e biodiversidade.

Os produtos gerados, a partir da aplicação da metodologia de Fragilidade Ambiental na bacia do Rio Mocajuba, permitem um diagnóstico dos fatores limitantes ao uso e ocupação das terras, como altitude, geologia e pedologia com base na Fragilidade Potencial. Assim como identificar áreas prioritárias para conservação e restauração florestal com base na Fragilidade Emergente. Onde esses estudos podem vir a contribuir na gestão da bacia e no planejamento territorial.

Agradecimentos

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelos recursos destinados a pesquisa. Ao Laboratório de Estudos e Modelagem Hidroambientais (LEMHA) da Universidade Federal do Pará (UFPA) pelo suporte oferecido.

Referências

ABRÃO, C. M. R.; BACANI, V. M. Diagnóstico da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Rio Santo Antônio, Ms: Subsídio ao Zoneamento Ambiental. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 38, n. 3, p. 619-645, 2018. Universidade Federal de Goiás. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/bgg.v38i3.56362>. Acesso em: 01 out. 2019.

ALONGI, D. M. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change: Estuarine, Coastal and Shelf Science. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 76, n. 1, p. 1-13, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.024>. Acesso em: 03 jan. 2019.

BACK, A. J.; POLETO, C. Avaliação do potencial erosivo das chuvas de Florianópolis-SC. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 21, p. 264-283, 2017. Universidade Federal do Paraná. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v21i0.49018>. Acesso em: 16 set. 2019.

BACANI, V. M.; SAKAMOTO, A. Y.; LUCHIARI, A.; QUÉNOL, H. Sensoriamento Remoto e SIG aplicados à avaliação da fragilidade ambiental de Bacia Hidrográfica. **Mercator**, v. 14, n. 02, p. 119-135, 2015. Revista de Geografia da UFC. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4215/RM2015.1402.0008>. Acesso em: 16 set. 2019.

BRAGA, F. V. A.; REICHERT, J. M.; MENTGES, M. I.; VOGELMANN, E. S.; PADRÓN, R. A. R. Propriedades mecânicas e permeabilidade ao ar em topossequência argissolo-

gleissolo: variação no perfil e efeito de compressão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1025-1035, 2015. FapUNIFESP. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20140724>. Acesso em: 01 out. 2019.

CARVALHO, S.; MAGALHÃES, M. A. F. M.; MEDRONHO, R. A. Análise da distribuição espacial de casos da dengue no município do Rio de Janeiro, 2011 a 2012. **Revista de Saúde Pública**, v. 51, p. 51-79, 2017. Universidade de São Paulo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBiUSP. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.11606/s1518-8787.2017051006239>. Acesso em 16 jan. 2020.

CORTE, A. P. D.; HENTZ, A. M. K.; DOUBRAWA, B.; SANQUETTA, C.R. Environmental fragility of Iguazu river watershed, Paraná, Brazil. **Bosque (valdivia)**, v. 36, n. 2, p. 287-297, 2015. Comisión Nacional de Investigación Científica Y Tecnológica (CONICYT). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4067/s0717-92002015000200014>. Acesso em: 01 out. 2019.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS- CPRM. **Geodiversidade do Estado do Pará**: Levantamento da Geodiversidade. Belém, 2013, 262 p.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 2001.124 p.

DOMINGUEZ, J. M. L.; BITTENCOURT, A. C. S. P.; LEÃO, Z. M. A. N.; AZEVEDO, A. E. G. Geologia do Quaternário Costeiro do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 20, n. 1-4, p. 2008-215, 1990. Disponível em: <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/rbg/article/view/11836/11377>. Acesso em: 07 set. 2019.

DUARTE, J. A. P.; FERREIRA, G. C.; RUSCHEL, A. R.; MAFRA, N. A. Composição e estrutura florística de florestas degradadas e secundárias da mesorregião Sudeste Paraense, PA, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 8, n. 2, p. 32-43, 2018. Universidade Federal do Amapá. Disponível em: <https://periodicos.unifap.br/index.php/biota/article/view/2626>. Acesso em: 07 set. 2019.

FERREIRA, N. H.; FERREIRA, C. A. B. V.; GOUVEIA, I. C. M. C. Mapa de fragilidade ambiental como auxílio para o planejamento urbano e gestão de recursos hídricos. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 12, n. 3, p. 44-58, 2016. ANAP - Associação Amigos de Natureza de Alta Paulista. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.17271/1980082712320161411>. Acesso em: 31 out. 2019.

FOLLMANN, F M.; MANFIO, J. C.; CRUZ, R. C.; BOHRER, R. E. G.; TIECHER, T. L.; LUIZ, T. B. P. Determinação da fragilidade ambiental de bacia hidrográfica em relação à atividade suinícola utilizando SIG. **Ciência e Natura**, v. 40, p. 33-44, 2018. Universidade Federal de Santa Maria. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5902/2179460x28758>. Acesso em: 07 set. 2019.

FREITAS, P. L.; POLIDORO, J. C.; SANTOS, H. G.; PRADO, R. B.; CALDERANO, S. B.; GREGORIS, G.; MANZATTO, C. V.; DOWICHI, I.; BERNARDI, A. C. C.; Identificação e caracterização físico-química de latossolos de textura arenosa e média na região Oeste da

Bahia. **Caderno de Geociências**, v. 11, n. 1-2, 2014. Universidade Federal da Bahia. Disponível em: <https://portalseer.ufba.br/index.php/cadgeoc/article/download/11795/8956>. Acesso em: 07 set. 2019.

HERRERA, I. L. I. E.; SILVA FILHO, E. P.; IZA, E. R. H. F.; HORBE, A. M. C.; Cartografia geológica e geomorfológica de crostas lateríticas na porção Norte do Estado de Rondônia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 17, n. 1, 2016. Disponível em: <http://www.lsie.unb.br/rbg/index.php/rbg/article/view/880>. Acesso em: 07 set. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE, 2012, 271p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico de Pedologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 2015, 425p.

IGAWA, T.; MACIEL, M. Vulnerabilidade natural à perda de solo na bacia hidrográfica do rio Marapanim, Nordeste paraense. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, p. 167-180, 2018. Centro Científico Conhecer. Disponível em: http://dx.doi.org/10.18677/encibio_2018a84. Acesso em: 02 out. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Bases cartográficas contínuas**. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/bases-cartograficas-continuas/15759-brasil.html?=&t=downloads>. Acesso em: 22 ago. 2019.

JOYCE, R. J. CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive microwave and infrared data at high spatial and temporal resolution. **Journal Of Hydrometeorology**, v. 5, n. 3, p.487-503, 2004. American Meteorological Society. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1175/1525-7541\(2004\)0052.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1175/1525-7541(2004)0052.0.co;2). Acesso em: 31 mai. 2019.

MATIAS, L.; SILVA, M. D. Monitoramento e análise da vegetação de manguezal no litoral sul de Alagoas. **Journal of Environmental Analysis And Progress**, v. 2, n. 3, p. 312-319, 2017. Disponível em: <http://www.journals.ufrpe.br/index.php/JEAP/article/view/1447>. Acesso em: 31 mai. 2019.

MENEZES, F. P.; FERNANDES, L. L.; ROCHA, E. J. P. O Uso da estatística para regionalização da precipitação no Estado do Pará, Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 16, n. 11, 2015. Universidade Federal do Paraná. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revistaabclima/article/view/40023>. Acesso em: 31 mai. 2019.

NASCIMENTO, M. D.; SOUZA, B. S. P. Fragilidade ambiental e expansão urbana na região administrativa nordeste da sede do município de Santa Maria, RS. **Ciência e Natura**, Universidade Federal de Santa Maria, v. 32, n. 2, p. 163 - 181, 2010. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/9491>. Acesso em: 17 jan. 2020.

OLIVEIRA, U. C.; OLIVEIRA, P. S. Mapas de Kernel como subsídio à gestão ambiental: análise dos focos de calor na bacia hidrográfica do rio Acaraú, Ceará, nos anos 2010 a 2015. **Espaço Aberto**, v. 7, n. 1, p. 87-99, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.36403/espacoaberto.2017.3473>. Acesso em 16 jan. 2020.

OLIVEIRA, M. V. C.; HENRIQUE, M. C. No meio do caminho havia um mangue: impactos socioambientais da estrada Bragança-Ajuruteua, Pará. **História, Ciências, Saúde-manguinhos**, v. 25, n. 2, p.497-514, 2018. FapUNIFESP. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-59702018000200011>. Acesso em: 01 out. 2019.

REZZADORI, T.; HARTMANN, M. T.; HARTMANN, P. A. Proximidade de rodovias pode influenciar a fragmentação florestal? Um estudo de caso no Norte do Rio Grande do Sul. **Biotemas**, v. 29, n. 3, p. 21-28, 9 set. 2016. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Disponível em: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2016v29n3p21>. Acesso em: 16 jan. 2020.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 8, p. 63-74. 1994. Disponível em: <http://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/47327>. Acesso em: 05 set. 2019.

ROSS, J. L. S.; FIERZ, M. S. M. A serra do mar e a planície costeira em São Paulo: morfogênese, morfodinâmica e as suas fragilidades. **Boletim Paulista de Geografia**, n. 100, 2018. Disponível em: <https://www.agb.org.br/publicacoes/index.php/boletim-paulista/article/view/1497>. Acesso em: 05 set. 2019.

ROVANI, F. F. M.; CASSOL, R.; WOLLMANN, C. A.; SIMIONI, J. P. D. Análise da vulnerabilidade natural à perda de solo de Barão de Cotegipe, RS. **Geography Department University of São Paulo**, v. 29, p. 262-278, 2015. Universidade de São Paulo. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/rdg.v29i0.102085>. Acesso em: 05 set. 2019.

RAHMAN, A.; SAMIULLAH; SHAW, R. Fragile mangroves and increasing susceptibility to coastal hazards in Pakistan. **Disaster Risk Reduction**, p.17-30, 2017. Springer Japan. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1007/978-4-431-56481-2_2. Acesso em: 31 out. 2019

SANTOS, J. O. Relações entre fragilidade ambiental e vulnerabilidade social na susceptibilidade aos riscos. **Mercator**, v. 14, n. 02, p. 75-90, 20 jul. 2015. Revista de Geografia da UFC. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4215/rm2015.1402.0005>. Acesso em: 01 out. 2019.

SANTOS, L. A. C.; BATISTA, A. C.; NEVES, C. O. M.; CARVALHO, E. V.; SANTOS, M. M.; GIONGO, M. Análise multitemporal do uso e cobertura da terra em nove municípios do Sul do Tocantins, utilizando imagens Landsat. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 11, n. 2, p. 111-118, 2017. Universidade Federal de Roraima. Disponível em: [10.18227/1982-8470ragro.v11i2.3915](https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v11i2.3915). Acesso em: 17 jan. 2020.

SILVA, L. F.; BACANI, V. M. Análise da fragilidade ambiental e das áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do córrego fundo, município de Aquidauana-MS. **Caderno de Geografia**, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, v. 27, n. 49, p. 264-284, 2017. Disponível em: <http://periodicos.pucminas.br/index.php/geografia/article/>. Acesso em: 01 out. 2019.

SILVA, E. R. A. C. S.; ASSIS, D. R. S.; SILVA, J. F.; MELO, J. G. S.; GALVÍNCIO, J. D. Análise espaço-temporal das características do mangue urbano no estuário do Pina (Pernambuco). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, n. 1, v. 1. p. 030-038, 2018. Disponível em:

<https://revistabrasileirademeioambiente.com/index.php/RVBMA/article/view/7>. Acesso em: 01 out. 2019.

SILVA, R. O., SILVA, D. S., SOUZA, R. M., DINIZ, M. T. M. Análise comparativa da evolução da planície costeira da praia do Abaís entre os anos 1984 e 2016. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 01, p. 170-186, 2019. Universidade Federal de Pernambuco. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/237722>. Acesso em: 31 out. 2019

TRAFICANTE, D. P.; CAMPOS, S. MANZIONE, R. L.; RODRIGUES, B. T. Fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Capivara, Botucatu-SP. **Energia na Agricultura**, v. 32, n. 1, p. 88-95, 2017. EIA Energy in Agriculture. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.17224/EnergAgric.2017v32n1p88-95>. Acesso em: 01 out. 2019.

TELES, G. C.; PIMENTEL, M. A. S. A nova perspectiva de geossistema, proposta por Bertrand, aplicada a bacia hidrográfica do rio Mocajuba - Nordeste Paraense. **Boletim Campineiro de Geografia**, v. 5, n. 2, p. 381-389, 2015. Disponível em: http://agbcampinas.com.br/bcg/index.php/boletimcampineiro/article/view/239/2015v5n2_GT eles. Acesso em: 31 mai. 2019.

TELES, G. C.; PIMENTEL, M. A. S. Análise de conflitos socioambientais nas reservas extrativistas de São João da Ponta e Curuçá – PA. **Geoambiente** v. 31, p.193-2011, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i31.48852>. Acesso em: 30 mar. 2019.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da fragilidade ambiental na bacia do rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 295-308, 2016. FapUNIFESP. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.107714>. Acesso em: 05 set. 2019.

4 ANÁLISE TEMPORAL DOS MANGUEZAIS DA BACIA DO RIO MOCAJUBA - PA

Resumo

Os manguezais são ecossistemas naturalmente suscetíveis a tensores naturais, como elevação do nível do mar e erosão costeira. No entanto, os tensores antrópicos como especulação imobiliária, desmatamento, poluição hídrica e por resíduos sólidos colocam em risco a estabilidade desse ambiente, interferindo em seu equilíbrio frente aos tensores naturais. À vista disso, se tem como objetivo realizar uma análise temporal dos manguezais que fazem parte da bacia hidrográfica do Rio Mocajuba e suas zonas de amortecimento, assim como identificar tensores antrópicos e naturais a que os mangues estão suscetíveis. Constatou-se que as áreas de mangue obtiveram uma diminuição considerável entre 1984 e 1999, e uma pequena perda entre 1999 e 2018. Essas áreas também se encontram suscetíveis a tensores antrópicos, como a implantação de ocupações urbanas e cultivos agrícolas em áreas de mangue e de vegetação ciliar. Dessa forma, na zona de amortecimento dos mangues as áreas antropizadas obtiveram um aumento e áreas com formação florestal uma diminuição, evidenciando o desmatamento nessas áreas. Concluiu-se que os manguezais da região possuem um comportamento de regressão, onde os tensores antrópicos e naturais pressionam a estabilidade dos manguezais da bacia hidrográfica do Rio Mocajuba, em que o estresse proporcionado pelas atividades antrópicas afeta a resistência desse ecossistema frente às tensões naturais.

Palavras-chave: Manguezais. Reservas extrativistas. Expansão. Regressão.

Abstract

Mangroves are ecosystems naturally susceptible to natural stressors, such as sea level rise and coastal erosion. However, anthropic tensors such as real estate speculation, deforestation, water and solid waste pollution endanger the stability of this environment, interfering with its balance compared to natural tensors. In view of this, the objective is to conduct a temporal analysis of the mangroves that form part of the hydrographic basin of the Mocajuba River and its buffer zones, as well as to identify anthropic and natural tensors to which the mangroves are susceptible. It was found that the mangrove areas saw a considerable decrease between 1984 and 1999, and a small loss between 1999 and 2018. These areas are also susceptible to anthropic tensors, such as the implantation of urban occupations and agricultural crops in

mangrove areas and of riparian vegetation. Thus, in the mangrove buffer zone, anthropized areas increased and areas with forest formation decreased, showing deforestation in these areas. It was concluded that the mangroves in the region have a regression behavior, where the anthropic and natural tensors press the stability of the mangroves in the hydrographic basin of the Mocajuba River, in which the stress provided by the anthropic activities affects the resistance of this ecosystem in the face of natural tensions.

Keywords: Mangroves. Extractive Reserves. Expansion. Regression.

4.1 Introdução

O manguezal é uma comunidade microfanerófitica de ambiente salobro, situado na foz dos rios e riachos no mar, possui solos limosos (manguitos) com uma vegetação adaptada à salinidade das águas (fluviomarinha), como mangue vermelho (*Rhizophora mangle*), siriúba (*Avicennia sp.*) e mangue branco (*Laguncularia racemosa*) (IBGE, 2012).

Este bioma é típico de ambientes costeiros de zonas tropicais e subtropicais, apresentando características de alta salinidade, solos limosos ricos em matéria orgânica, limitação de oxigênio e diversidade de espécies arbóreas e arbustivas submetidas à inundação frequente. Este ecossistema concede abrigo e alimento a diversas espécies, assim como serve como fonte de renda a populações que ocupam o entorno (MATIAS; SILVA, 2017).

Os manguezais representam 8% da linha de costa do planeta, compondo um total de 181.077 km², onde o Brasil possui a segunda maior extensão de áreas de mangue com 13.400 km² (SPALDING *et al.*, 1997). No nordeste paraense abrangem uma área de 2.176,78 km² (SOUZA FILHO, 2005). Estes são protegidos por 15 unidades de conservação (UC), sendo 13 reservas extrativistas – RESEX (MMA, 2019).

Mesmo sendo áreas protegidas legalmente por pela Lei nº 12.651/2012 (Código Florestal Brasileiro), os manguezais enfrentam constantemente impactos antrópicos, como a captura expressiva de caranguejos, pressão imobiliária, além da substituição por outros usos da terra, como agricultura e pecuária. Essas ameaças antrópicas acabam por interferir na resiliência desses ecossistemas diante de impactos naturais, como mudanças climáticas e avanço do mar e dunas sobre os mangues (CARVALHO; JARDIM, 2019).

Nessa perspectiva se encontram os manguezais da bacia do Rio Mocajuba deparando-se com ameaças ocasionadas pela expansão de ocupações antrópicas, como áreas urbanas, agrícolas e pastos (TELES; PIMENTEL, 2015). Visando reprimir a expansão dessas

atividades e proteger os mangues foram criadas Unidades de Conservação de Uso Sustentável da categoria RESEX. Sendo que a bacia do Rio Mocajuba engloba parte de três dessas UC, a RESEX de São João da Ponta (decreto s/n 13/12/2002), Mãe Grande Curuçá (decreto s/n 13/12/2002) e Mocapajuba (decreto s/n 10/10/2014).

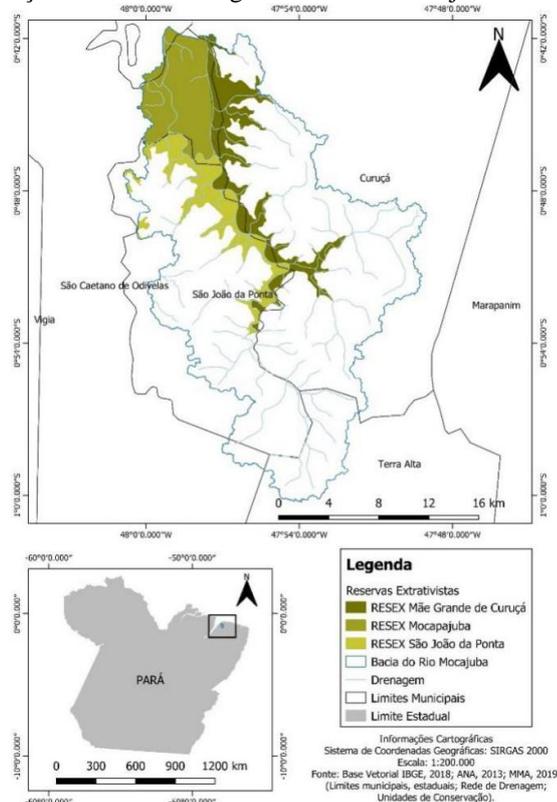
Pela necessidade de estudos voltados ao comportamento dos ecossistemas de mangue frente às pressões antrópicas e naturais, este trabalho possui como objetivo realizar uma análise temporal dos manguezais que englobam a bacia do Rio Mocajuba e suas zonas de amortecimento.

4.2 Materiais e Métodos

4.2.1 Área de Estudo

A área de estudo compreende os manguezais da bacia hidrográfica do rio Mocajuba, que fazem parte dos municípios de São João da Ponta, Curuçá e Terra Alta, com localização do Nordeste do Estado do Pará. Esses manguezais são protegidos por três Reservas Extrativistas Marinhas, a *RESEX de São João da Ponta*, *Mãe Grande de Curuçá* e *Mocapajuba*.

Figura 17 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Mocajuba e Reservas Extrativistas



Fonte: Autor.

4.2.2 Bases de Uso da Terra e Quantificação dos Manguezais

A elaboração dos mapas de uso e cobertura da terra e das áreas de manguezal foram realizadas a partir das imagens Landsat-5 TM (LANDSAT/LT05/C01/T1_TOA), Landsat-7 ETM+ (LANDSAT/LE07/C01/T1_RT_TOA) e Landsat-8 OLI-TIRS (LANDSAT/LC08/C01/T1_RT_TOA) referente aos anos de 1984, 1999 e 2018, respectivamente. As relativas coleções de imagens se encontram disponíveis na plataforma do *Google Earth Engine* - GEE.

Por meio de um script na plataforma do GEE aplicou-se um filtro para remoção de pixels com nuvens na coleção das imagens utilizadas, entre 01/01 e 31/12, dos respectivos anos estudados. Para isso utilizou-se a banda Quality Assessment (QA) para a exclusão de pixels muito brilhantes ou escuros (nuvens e sombras). Por fim, com a função de gerar uma única imagem que represente os respectivos anos estudados, aplicou-se um redutor de mediana. A finalidade dessa metodologia é gerar uma imagem final livre de nuvens e com pixels “limpos”, levando em consideração todas as imagens do ano de 1984, 1999 e 2018, respectivamente (DINIZ *et al.*, 2019; ROSA, 2018).

Como classificador foi utilizado o *Random Forest*, disponível na plataforma do GEE, onde sua tomada de decisão se baseia no agrupamento de vários classificadores tipo árvore (*bootstrap*), criando um arranjo de árvores de decisão (*bagging* ou *bootstrap aggregating*) (GISLASON *et al.*, 2005). Como forma de aprimorar o processo de tomada de decisão Índices espectrais foram utilizados:

- Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI) (eq. 9) utiliza a banda do vermelho (RED), e do Infravermelho Próximo (NIR) (ROUSE *et al.*, 1973).

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (9)$$

- Índice de Umidade de Diferença Normalizada (NDMI ou NDWI) (eq. 10) é derivado dos canais do infravermelho próximo (NIR) e infravermelho médio (SWIR) (GAO, 1996).

$$NDMI = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR} \quad (10)$$

- Índice de Água de Diferença Normalizada Modificada (MNDWI) (eq. 11) utiliza bandas do verde (Green) e infravermelho médio (SWIR) (XU, 2006).

$$MNDWI = \frac{Green - SWIR}{Green + SWIR} \quad (11)$$

A coleta de amostras se deu a partir das classes a serem mapeadas:

- Água: compreende todas as classes de água, tais como oceano, rios, lagos naturais e artificiais, entre outros;

- Manguezal: vegetação de influência fluviomarinha (IBGE, 2012);
- Formação florestal: vegetação ombrófila densa pioneira e secundária. Além de áreas em estado inicial de regeneração (IBGE, 2012).
- Não floresta: cobertura da terra com usos antrópicos variados, tais como: áreas urbanas, pastagem, agricultura, rodovias e solo exposto.

A Figura 18 sintetiza o fluxograma metodológico para a quantificação dos manguezais e geração de base de uso da terra.

Figura 18 - Fluxograma metodológico



Fonte: Autor.

4.2.3 Cálculo de Acurácia

Para calcular a acurácia das classificações utilizou-se o Coeficiente Kappa. Onde K é uma estimativa do coeficiente Kappa; $\sum_{i=1}^c x_{ii}$ é a soma dos elementos da matriz na diagonal principal; $[c]$ é o número de linhas; $[x_{ii}]$ é o valor na linha $[i]$ e coluna $[i]$; $[x_{i+}]$ é a soma da linha $[i]$ e $[x_{+i}]$ é a soma da coluna $[i]$ da matriz de confusão; e $[n]$ é o número total de amostras (COHEN, 1960; VALE *et al.*, 2018). (eq. 12)

$$Kappa = \frac{n \sum_{i=1}^c x_{ii} - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}} \quad (12)$$

A qualidade da classificação de acordo com coeficiente Kappa pode ser analisado de acordo com a Tabela 8.

Tabela 8 - Qualidade associada a valores do Coeficiente Kappa

| Índice Kappa | Qualidade | Índice Kappa | Qualidade |
|--------------|-----------|--------------|-----------|
| 0 | Péssimo | 0,41 – 0,6 | Boa |
| 0,01 – 0,2 | Ruim | 0,61 – 0,8 | Muito boa |
| 0,21 – 0,4 | Razoável | 0,81 - 1 | Excelente |

Fonte: Landis e Koch (1977); Cohen (1960).

Utilizou-se amostragem aleatória simples com o uso da ferramenta *Pontos Aleatórios* disponível no Software Qgis 3.6.2 na escolha dos pontos para o cálculo da acurácia.

4.3 Resultados e Discussões

As classificações obtiveram acurácia de 0,86, 0,92 e 0,8 para os anos de 1984, 1999 e 2018, respectivamente. De acordo com a Tabela 9, observou-se que entre os anos de 1984 e 1999 houve um aumento de 2% na classe de Formação Florestal e diminuição de 2% na classe Não Floresta. Entre os anos de 1999 e 2018 uma diminuição de 14% da classe Formação Florestal e aumento de 14% da classe de Não Floresta.

Para a classe de manguezal houve uma perda de 1% entre 1984 e 1999, o qual permaneceu quase inalterado entre 1999 e 2018. Já para a classe água houve um aumento de 1% entre 1984 e 1999 e 0,5% entre 1999 e 2018. Esses resultados se assemelham aos encontrados por Teles e França (2014), em São João da Ponta, entre 1984 e 1995 com aumento em área de floresta secundária, diminuição de áreas antrópicas (extrativismo mineral e agropecuária) e diminuição dos manguezais. Entre 1995 e 2004 uma diminuição de floresta primária e secundária e aumento de áreas antrópicas. Já nesse período os manguezais obtiveram um pequeno aumento, diferente do que foi encontrado neste estudo.

A bacia do Rio Mocajuba compreende uma área de aproximadamente 406 km² em que 70% pode ser julgada como zona de amortecimento, considerando a distância de 3 km a partir do limite da Unidade de Conservação, de acordo com o Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA 428/2010. No entanto a área de influência dos manguezais se estende além do limite da bacia em função dessa distância (Figuras 19, 20 e 21)

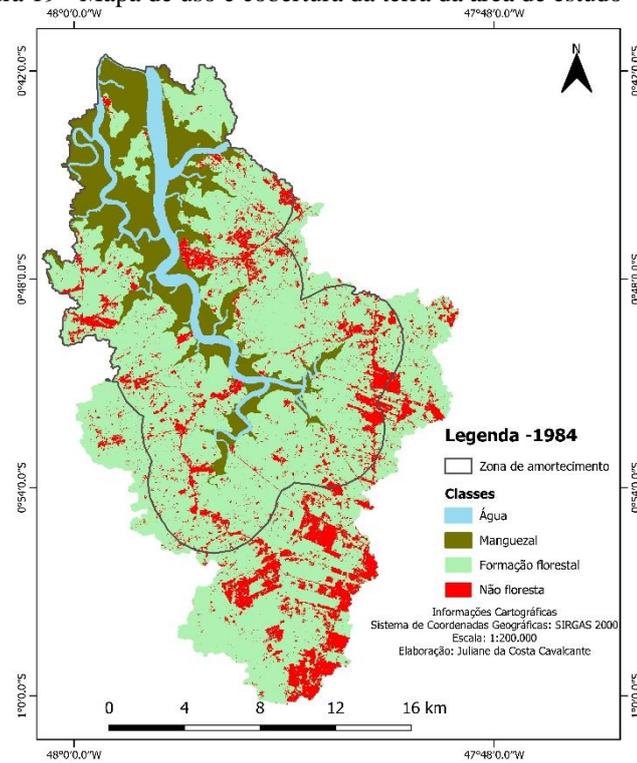
Os resultados mostram que em 1984 o entorno dos mangues já era ocupado por áreas antropizadas, onde houve uma pequena diminuição da antropização em 1999 e considerável aumento em 2018. Ou seja, a implantação das RESEX (de São João da Ponta e Mãe grande Curuçá em 2002, e Mocapajuba em 2014) não teve êxito em conter a expansão dessas atividades. As Figuras 19, 20 e 21 explanam a dinâmica de uso da terra na área de estudo.

Tabela 9 - Quantificação das classes mapeadas

| CLASSES | 1984 | 1999 | 2018 |
|--------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| Água | 19,17 km ² | 21,55 km ² | 23,15 km ² |
| Manguezal | 62,98 km ² | 59,97 km ² | 59,95 km ² |
| Formação florestal | 165,65 km ² | 171,42 km ² | 131,04 km ² |
| Não floresta | 38,74 km ² | 33,60 km ² | 72,40 km ² |
| TOTAL | | 286,54 km ² | |

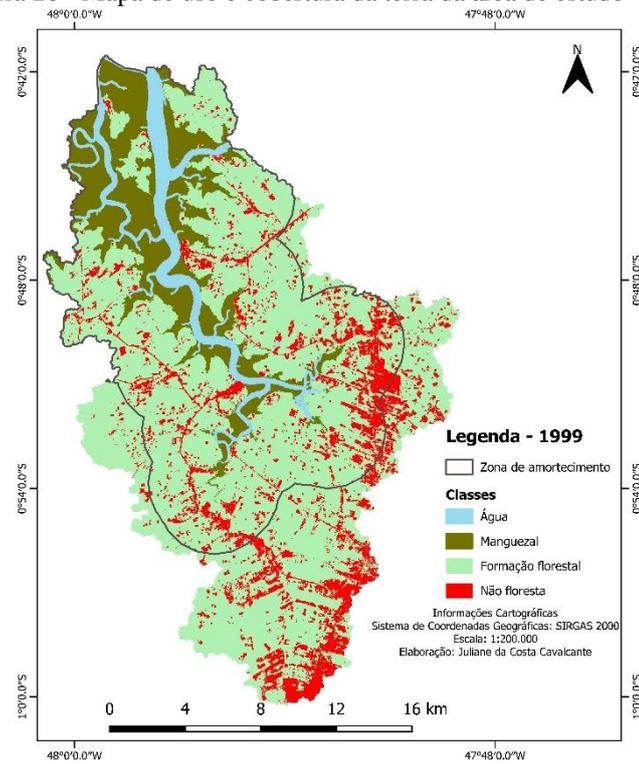
Fonte: Autor.

Figura 19 - Mapa de uso e cobertura da terra da área de estudo – 1984



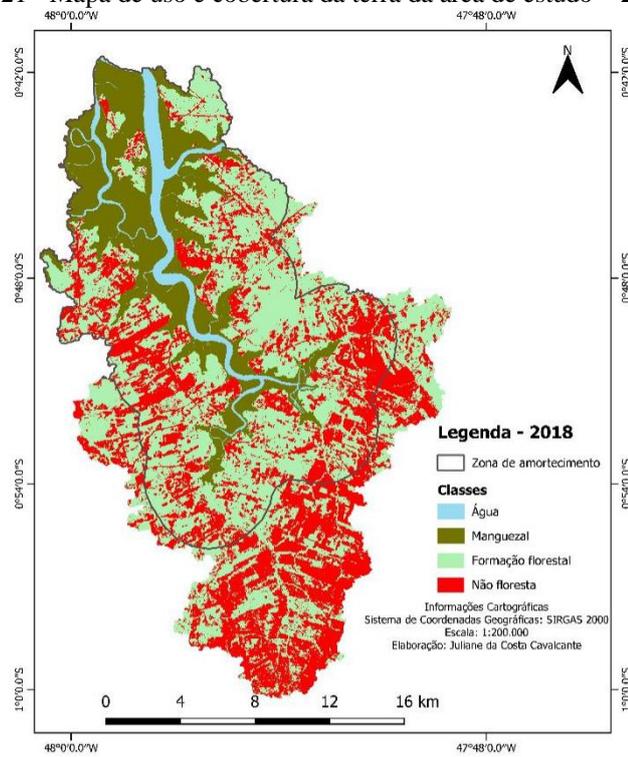
Fonte: Autor.

Figura 20 - Mapa de uso e cobertura da terra da área de estudo – 1999



Fonte: Autor.

Figura 21 - Mapa de uso e cobertura da terra da área de estudo – 2018



Fonte: Autor.

Os manguezais dessa região enfrentam atualmente ameaças devido à expansão de atividades humanas, principalmente ocupações urbanas, agricultura e pastagem. O mesmo foi observado por Teles e Pimentel (2015), que também atentou sobre a presença de escassos fragmentos de vegetação primária e extensas áreas em regeneração. O que indica ser uma área que vem sendo densamente ocupada como apresentado.

As ameaças no entorno dos manguezais da bacia do Rio Mocajuba intervêm negativamente no equilíbrio dos ecossistemas dessa região. De acordo com Eni *et al.* (2012), o equilíbrio entre o meio biótico e abiótico resguardam características de ambientes naturais, como atributos de solos e vegetação. Eles concluíram que há relação entre alguns parâmetros de vegetação e solo, onde aquele protege o solo de condições climáticas variadas, regulando a erosão, mantendo a umidade do solo, entre outros. E este fornece matéria orgânica e nutrientes dando suporte à vegetação. Dessa forma são variáveis que se relacionam, sustentando a estabilidade e a capacidades regenerativa de ambientes naturais.

Nessa perspectiva o estudo da composição e do desenvolvimento dos manguezais busca relacionar a resposta desse ecossistema às condições ambientais existentes. Além das semelhanças entre esses ambientes e suas respostas às distintas intervenções antrópicas e ambientais, auxiliando em ações de conservação e restauração (SOARES, 1999).

O Quadro 08 apresenta, por meio de dados secundários, a composição das espécies dos manguezais em localidades do Nordeste Paraense, assim como os tensores ambientais e antrópicos a que esses ambientes estão suscetíveis.

Quadro 8 - Composição e estrutura florística, tensores ambientais e antrópicos.

| | Composição e estrutura florística (dados secundários) | Tensores Ambientais (dados secundários) | Tensores Antrópicos (dados secundários) | Ações e Recomendações |
|--------------------------------|--|--|--|--|
| MARAPANIM | Principais espécies arbóreas: <i>Rhizophora mangle</i> , <i>Avicennia germinans</i> e <i>Laguncularia racemosa</i> . Em zonas de acreção podem ser observadas <i>Spartina brasiliensis</i> (LOUBRY; PROST, 2013; PROST <i>et al.</i> , 2013). | Processos erosivos (correntes de maré); soterramento de manguezais por bancos arenosos; ataque biológico da vegetação (ação da <i>Hyblaea</i>), (PROST <i>et al.</i> , 2013). | Pesca artesanal; urbanização (PROST <i>et al.</i> , 2013) | Fiscalização da pesca artesanal para o respeito ao período de reprodução das espécies; fiscalização e poder de polícia na implantação de instalações urbanas que não respeitam a legislação ambiental. |
| | Altura: 10 – 15 m; diâmetro: 10 - 45 cm (<i>Rhizophora mangle</i>); Altura: 10 – 20 m; diâmetro: 40 cm (<i>Avicennia germinans</i>); Altura: 8,5 – 13 m; diâmetro: 9cm (<i>Laguncularia racemosa</i>) (SALES <i>et al.</i> , 2009). | | | |
| SÃO CAETANO DE ODIVELAS | - As espécies dominantes encontradas são: <i>Avicennia germinans L.</i> com 59,6% e <i>Rhizophora mangle L.</i> com 32,06%. As menos dominantes são <i>Avicennia schaueriana Staff e Leech</i> ; <i>Laguncularia racemosa Gaertn</i> (PROST <i>et al.</i> , 2013). | | Especulação imobiliária e despejo de resíduos sólidos (PINHEIRO, 2014). | Contenção da implantação de empreendimentos imobiliários em Áreas de Preservação Permanente (manguezais e vegetação ciliar); fiscalização e implantação de um sistema de coleta de resíduos sólidos que atenda toda a população local. |
| | Diâmetro: 17,5 – 22,5 cm (<i>Rhizophora mangle</i>), considerada floresta mais jovem; Diâmetro: 17,5 – 32,5 cm (<i>Rhizophora mangle</i>), considerada floresta mais estável (RIBEIRO JÚNIOR, 2017). | | | |
| SÃO JOÃO DA PONTA | <i>Rhizophora sp.</i> (mangueiro), <i>Avicennia sp.</i> (siriubeira), <i>Laguncularia sp.</i> (tinteira) e <i>Acrostichum sp.</i> (samambaia do mangue) (FRANÇA <i>et al.</i> , 2016). | Processos erosivos (FRANÇA <i>et al.</i> , 2016). | Extrativismo roçados, pequenas atividades criatórias, urbanização (FRANÇA <i>et al.</i> , 2016). | Educação ambiental voltada às populações locais para práticas agrícolas sustentáveis e lucrativas. |

(continua)

| | Composição e estrutura florística (dados secundários) | Tensores Ambientais (dados secundários) | Tensores Antrópicos (dados secundários) | Ações e Recomendações |
|---------------|--|--|--|--|
| CURUCÁ | <i>Rhizophora mangle</i> , <i>Avicennia germinans</i> e <i>Laguncularia racemosa</i> (ALMEIDA, 1996). | Processos erosivos (ação de correntes de maré) (LIMA <i>et al.</i> , 2014). | Especulação imobiliária, despejo de resíduos sólidos, construções irregulares, apropriação do mangue para carcinicultura, desmatamento de igarapés e rios que irrigam manguezais (PINHEIRO, 2014). | Fiscalização de empreendimentos imobiliários para o respeito à legislação ambiental; poder de polícia ambiental em ocupações irregulares em áreas de manguezal e vegetação ciliar. |
| SOURÉ | <i>Rhizophora mangle</i> , <i>Rhizophora racemosa</i> <i>Avicennia germinans</i> (CARVALHO; JARDIM, 2017). | Avanço do mar; avanço de dunas sobre os manguezais (CARVALHO; JARDIM, 2019). | Técnicas predatórias e captura intensiva de crustáceos; corte de madeira dos manguezais (CARVALHO; JARDIM, 2019). | Fiscalização para o respeito ao período de reprodução das espécies aquáticas; Educação ambiental voltada e implantação de práticas agrícolas sustentáveis. |
| | Altura: 11,6 m; diâmetro: 23,27 cm (CARVALHO; JARDIM, 2017). | | | |

(continuação)

| Composição e estrutura florística (dados secundários) | | Tensores Ambientais (dados secundários) | Tensores Antrópicos (dados secundários) | Ações e Recomendações |
|---|---|---|---|--|
| SALINÓPOLIS | <i>Rhizophora mangle</i> , <i>Avicennia germinans</i> e <i>Laguncularia racemosa</i> (CARVALHO; JARDIM, 2017). | Avanço do mar; erosão costeira; mudanças de temperatura; mudanças nos períodos secos e chuvosos (MENDES, <i>et al.</i> , 2013; CARVALHO; JARDIM, 2019). | Despejo de resíduos sólidos, dejetos sanitários, desmatamento, captura intensiva de mariscos, especulação imobiliária, turismo, construção de estradas e implantação de loteamentos em áreas de Reserva Ecológica (CARVALHO; JARDIM, 2019; MENDES, <i>et al.</i> , 2013). | Fiscalização de empreendimentos para da legislação ambiental, principalmente voltados ao tratamento de efluentes domésticos e destinação final ambientalmente adequada de resíduos sólidos; Estudos ambientais para a implantação de empreendimentos, principalmente focados na mitigação dos impactos sociais e ambientais. |
| | Altura: 10,8 m; diâmetro: 21,45 cm (CARVALHO; JARDIM, 2017). | | | |
| ALGODOAL | <i>Rhizophora mangle</i> (75%), <i>Avicennia germinans</i> (23%) e <i>Laguncularia racemosa Gaertn</i> (2%) (CARVALHO; JARDIM, 2017; BASTOS; LOBATO, 1996). | Erosão da linha de costa, com recuo ao longo da década na ordem de 150 a 200 m (MENDES, <i>et al.</i> , 2013) | Despejo de resíduos sólidos, dejetos sanitários, desmatamento, captura de mariscos e retirada de arenito para construção civil (CARVALHO; JARDIM, 2019; MENDES, <i>et al.</i> , 2013). | Fiscalização visando a identificação de despejo de resíduos; o respeito das populações locais ao período de reprodução das espécies aquáticas; e a identificação de atividades ilegais. |
| | Altura: 9,5 m; diâmetro: 21,60 cm (CARVALHO; JARDIM, 2017). | | | |

(conclusão)

| Composição e estrutura florística (dados secundários) | | Tensores Ambientais (dados secundários) | Tensores Antrópicos (dados secundários) | Ações e Recomendações |
|---|--|--|---|--|
| BRAGANÇA | <i>Rhizophora mangle</i> e <i>Avicennia germinans</i> (SEIXAS <i>et al.</i> , 2006). | Erosão da linha de costa (recoo de 50 m em 1 ano de observação, 1998 a 1999); mudanças na vegetação costeira devido a processos deposicionais associados à migração de bancos de areia sobre depósitos de manguezais (SOUZA FILHO 2013). | Construção de estradas; desestruturção da rede de drenagem onde estradas funcionam como barragens ao fluxo de marés; ocupação desordenada das praias; despejo de resíduos sólidos (SOUZA FILHO 2013). | Estudos ambientais para a implantação de empreendimentos, principalmente focados na mitigação dos impactos sociais e ambientais; proteção dos manguezais e áreas de vegetação ciliar por meio da proibição de novas instalações antrópicas; implantação de alternativas voltadas ao tratamento de efluentes domésticos e destinação final ambientalmente adequada de resíduos sólidos. |
| | - Altura: 8,6 – 11,3 m; diâmetro: 10 – 45 cm (<i>Rhizophora mangle</i>). - Altura: 10,5 – 11,9 m; diâmetro: 40 cm (<i>Avicennia germinans</i>) (SEIXAS <i>et al.</i> , 2006). | | | |

Na bacia do Rio Mocajuba foram observadas espécies comuns em ambientes de manguezal, de acordo com o Quadro 8, como *Rhizophora mangle* (Figura 22a,b) e *Avicennia germinans* (Figura 23 a,b).

Figura 22 - (a) (b) *Rhizophora mangle*.

Fonte: Autor.

Figura 23 - (a) (b) *Avicennia germinas*

Fonte: Autor.

Assim como as demais localidades citadas, os manguezais da área de estudo se encontram expostos a distintos tensores antrópicos, ameaçando sua estabilidade. A Figura 24 ilustra exemplos de intervenções antrópicas que se encontram adjacente aos manguezais do Rio Mocajuba.

Figura 24 - (a) (b) Implantação de Infraestruturas. (c) Cultivo de outras espécies vegetais. (d) Urbanização.



Fonte: Autor.

Para Prost *et al.* (2013) esses tensores antrópicos possuem atuação pontual, sendo, portanto, de baixa intensidade, frequência e magnitude. Dessa forma, não afetam o aporte de energia e não provocam alterações significativas na estrutura e diversidade que levem à regressão no ecossistema manguezal.

Em contrapartida, são intervenções localizadas que influenciam o comportamento de espécimes diante de mudanças no ambiente natural. Como é o caso da PA 458 (Bragança – Ajuruteua) que começou a ser construída em 1973, abrindo um caminho de 45 km da sede de Bragança até a praia de Ajuruteua, aterrando parte dos manguezais. Hoje estes se encontram em processo lento de recuperação e auto adaptação, diminuindo a oferta de caranguejos em locais tradicionais de coleta e afetando famílias que utilizavam desse meio como subsistência (OLIVEIRA, HENRIQUE, 2018).

Em áreas de transição entre manguezal e terra firme, presentes na bacia, observou-se a presença de vegetação secundária (Figura 25a) e solo exposto (Figura 25b). Essas áreas de vegetação secundária podem ser uma forma de adaptação de espécies florestais diante de modificações no ambiente, ou seja, como forma de manter o equilíbrio, espécies de mangue que antes ocupavam essas áreas, suprimidas por intervenções antrópicas, foram substituídas

por meio da sucessão secundária. De acordo com Bastos e Lobato (1996) os tensores antrópicos ocasionam respostas que a longo prazo resultam em alterações e perdas na estrutura da vegetação de determinados ambientes.

Por outro lado áreas de solo exposto acabam por interferir no aporte de sedimentos e na contribuição de água da bacia até a foz. Mochel *et al.* (2013), em seu estudo nos manguezais de São Luís – Maranhão, concluem que o desmatamento do ecossistema terrestre adjacente aos manguezais intensifica o processo de erosão, aumentando a deposição de sedimentos no manguezal. Nesse caso impactos indiretos, como o desmatamento da terra firme, podem afetar negativamente os manguezais da região, como é o caso da zona de amortecimento dentro da bacia, onde 25% é ocupada por áreas antropizadas (Tabela 10).

Nessa perspectiva, mesmo que os tensores antrópicos sejam considerados pontuais, a longo prazo as interferências do homem no meio ambiente podem dificultar a permanência dos manguezais, e suas adaptações e respostas frente a impactos naturais. Isso foi comprovado por Thomas *et al.* (2017) na quantificação de manguezais, entre 1996 e 2010, na América (Norte, Central e Sul), Oriente Médio, Sudeste Asiático e Oceania. A perda de manguezais por ação antropogênica foi de 38% nesse período, dos quais 16% foi devido à agricultura. A área de mangue intacta foi quantificada em 45% da extensão global.

Figura 25 - (a) Floresta secundária, (b) Solo exposto adjacente aos manguezais.



Fonte: Autor.

Além dos impactos antrópicos, oscilações no meio ambiente natural também interferem na persistência dos manguezais. De acordo com Charron *et al.* (2013) a evolução de manguezais é estritamente dependente de modificações morfosedimentares da linha de costa. A alternância de processos de erosão e progradação costeira é seguido de progressão e regressão de manguezais confrontantes com o mar. Por outro lado, de acordo com Bezerra *et*

al. (2013), as mudanças climáticas e, dentre suas consequências, a elevação do nível do mar afetam diretamente os manguezais, dependendo de suas características locais.

Levando em consideração impactos ambientais e antrópicos a que os manguezais se encontram suscetíveis, os mangues presentes na bacia do Rio Mocajuba sofreram modificações de sua extensão entre 1984 e 2018 (Figura 26, 27 e 28). Como mostrado na Tabela 10, entre 1984 e 1999 sua região sofreu uma redução considerável e uma pequena perda entre 1999 e 2018.

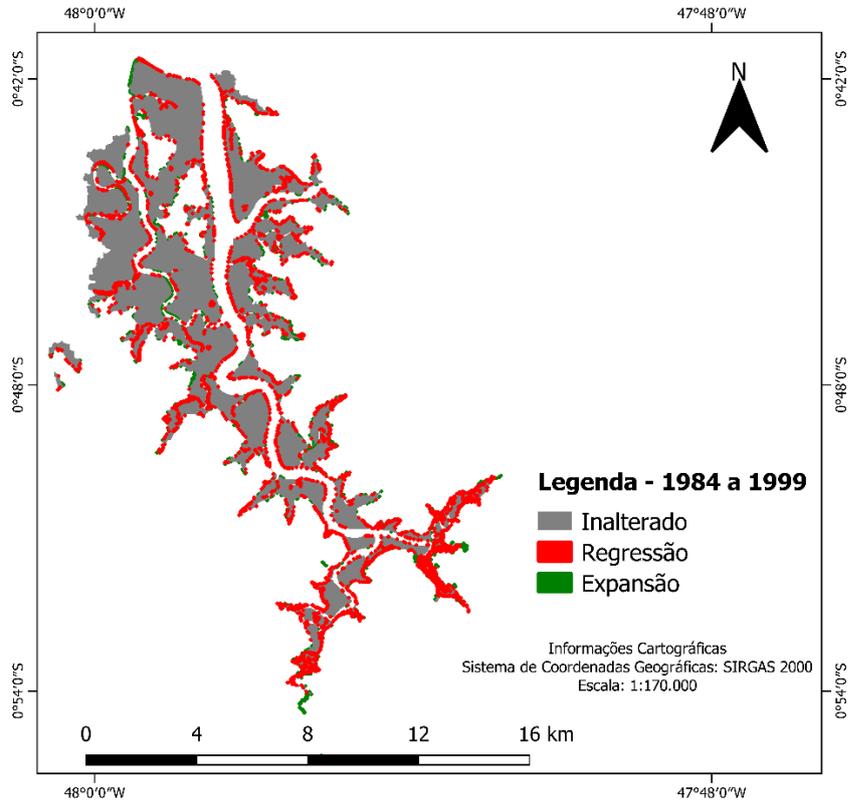
Esse resultado distingue-se de outros autores, como Diniz *et al.* (2019) que observou uma tendência de regeneração dos manguezais brasileiros nas últimas três décadas. No entanto, quando comparado por períodos, entre 1985 e 1999 os autores observaram um aumento de manguezais, e entre 1999 e 2018 uma pequena diminuição de sua extensão. Onde este último se assemelha ao resultado deste estudo. Entre 1986 e 1995, Faure (2013) observou um aumento dos manguezais de São Caetano de Odivelas e Marapanim – PA e Nascimento Júnior *et al.* (2013) observaram um aumento nas áreas de mangue, entre 1996 e 2008, do Pará e Maranhão.

Tabela 10 - Matriz de transição dos manguezais

| | 1984 | 1999 | 2018 |
|--|--------------------|--------------------|--------------------|
| Manguezal Total (km²) | 62,98 | 59,97 | 59,95 |
| | 1984 - 1999 | 1999 - 2018 | 1984 - 2018 |
| Manguezal Inalterado (km²) | 59,51 | 57,53 | 58,56 |
| Regressão (km²) | 3,475 | 2,44 | 4,42 |
| <i>Manguezal para Água</i> | 1,9 | 1,94 | 3,6 |
| <i>Manguezal para Formação Florestal</i> | 1,56 | 0,48 | 0,8 |
| <i>Manguezal para Não Floresta</i> | 0,015 | 0,02 | 0,02 |
| Expansão (km²) | 0,46 | 2,42 | 1,39 |
| <i>Água para Manguezal</i> | 0,12 | 0,48 | 0,28 |
| <i>Formação Florestal para Manguezal</i> | 0,3 | 1,93 | 1,05 |
| <i>Não Floresta para Manguezal</i> | 0,04 | 0,01 | 0,06 |

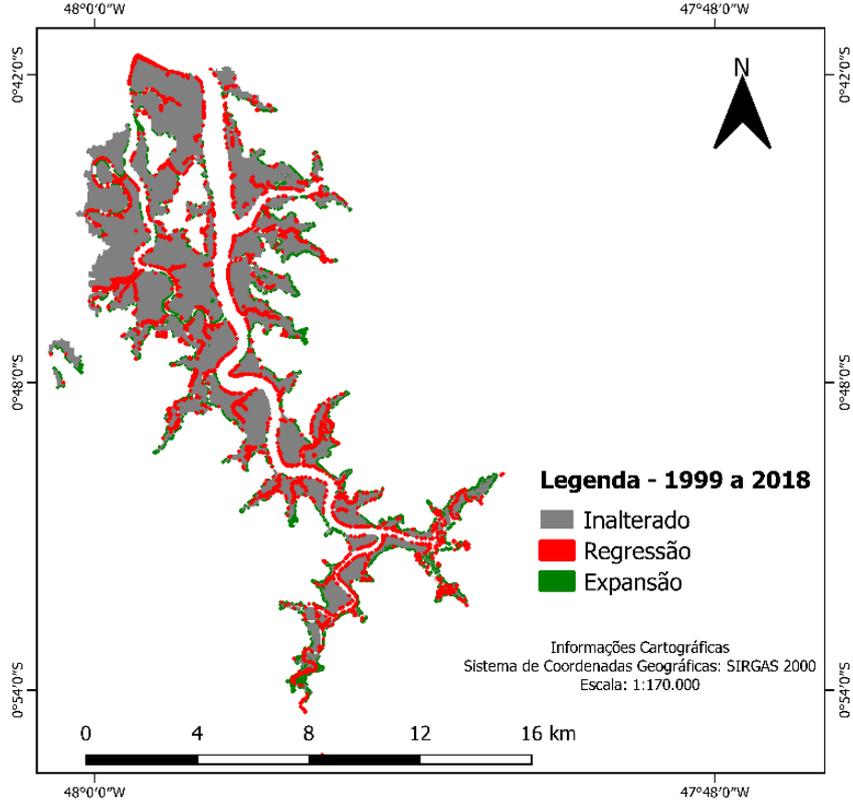
Fonte: Autor.

Figura 26 - Regressão e Expansão dos manguezais entre 1984 e 1999

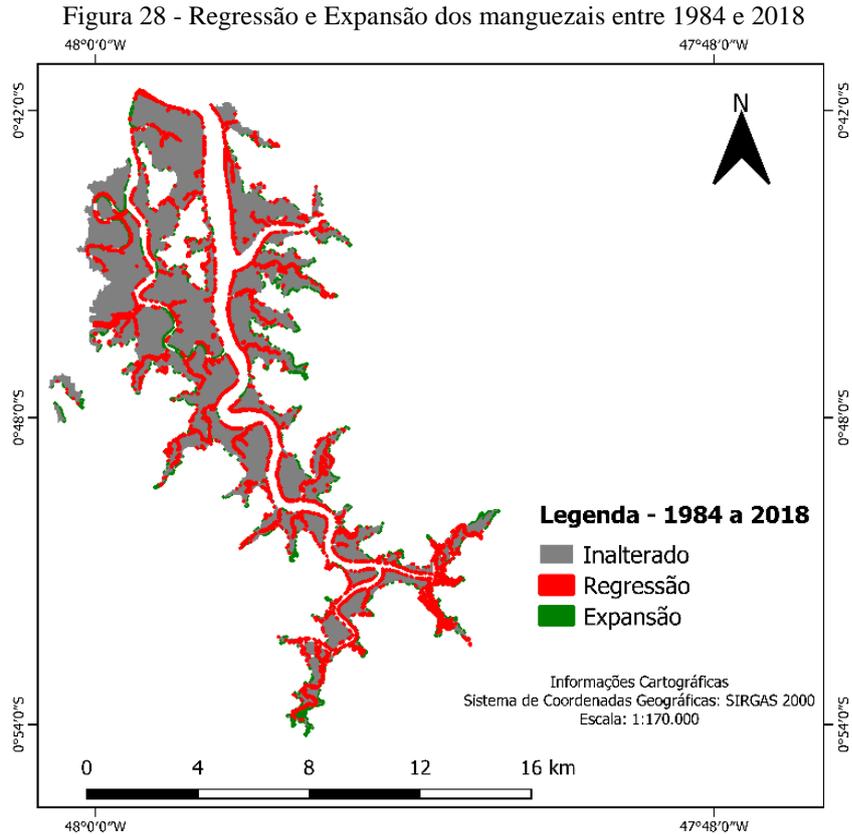


Fonte: Autor.

Figura 27 - Regressão e Expansão dos manguezais entre 1999 e 2018



Fonte: Autor.



Fonte: Autor.

Thomas *et al.* (2018) estudaram 16 áreas, buscando representar a gama global de florestas de manguezais, observando uma tendência de aumento entre 1996 e 2010, onde os mangues Bragança - PA acompanharam essa tendência. Por outro lado, os mangues do Amapá e São Luís – MA tenderam a perder área nesse período.

Dessa forma é possível compreender que a dinâmica dos manguezais varia de acordo com a região, suas características naturais, as oscilações do ambiente natural, as interferências do homem e, principalmente, a resiliência dos manguezais e seu comportamento frente a esses fatores.

Como apresentado na Tabela 10, a dinâmica dos manguezais da bacia do Rio Mocajuba é de regressão. Dessa forma as áreas de mangue que sofreram regressão, nos três anos estudados, foram maiores que áreas regeneradas. Áreas que regrediram foram substituídas, preponderantemente, por processos de erosão (Manguezal para Água) e intervenções antrópicas (Manguezal para Formação Florestal) que provocaram a transformação de mangue em floresta secundária.

Áreas de mangues que se tornaram floresta secundária (Figura 25a) podem ter sofrido impactos antrópicos e/ou ambientais, mudando as características desse ambiente e,

consequentemente, impossibilitando a permanência de espécies de mangue e criando um ambiente propício à sucessão secundária.

Rovai *et al.* (2012) verificou que o restabelecimento de espécies de mangue em áreas impactadas é comprometido por estresses residuais, onde o plantio de espécies pode ser ineficaz se as características do local não forem levadas em consideração. Nesse caso as consequências dos impactos em manguezais podem dificultar sua permanência e favorecer sua substituição por espécies mais resistentes, como áreas de manguezais substituídas por floresta secundária na bacia do Rio Mocajuba.

A substituição de áreas de mangue por água comprava processos de erosão nesse local, como em áreas antropizadas próximas aos rios e mangues (Figura 29a,b). Faure (2013) também afirma que essa região é caracterizada por pequenos setores de erosão associados a fatores antropogênicos. Da mesma forma a elevação do nível do mar ocasiona o deslocamento da área de influência de marés, inundando e erodindo manguezais (GILMAN *et al.*, 2006).

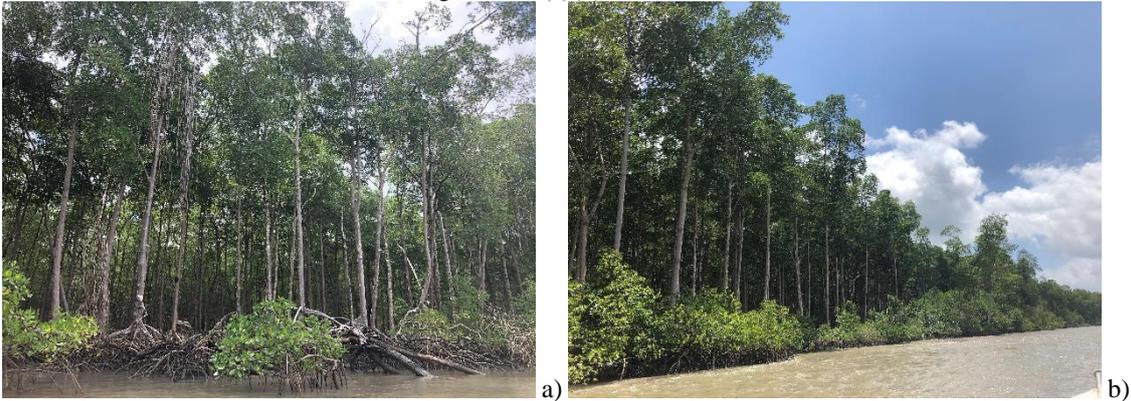
Com base no estudo de Prost *et al.* (2013), nos manguezais de Marapanim e São Caetano de Odiveles, observou-se padrões de gradiente de sucessão nos mangues da bacia de Mocajuba. O gradiente de sucessão denominado “Padrão Paliteiro” é característico de zonas de erosão pela ação da maré, associadas a espécies adultas de *Avicennia sp.* e *Rhizophora mangle* em situação de borda, onde todo o manguezal mais jovem foi afetado e removido pela erosão (Figura 30).

Figura 29 - (a)(b) Áreas de erosão em ambientes antropizados



Fonte: Autor.

Figura 30 - (a)(b) Padrão “Paliteiro”

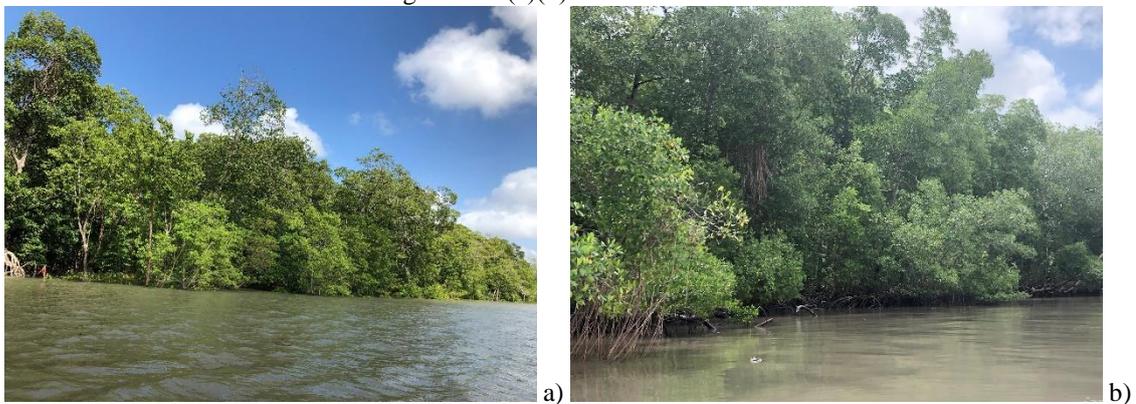


Fonte: Autor.

Por outro lado, a elevação do nível do mar também pode favorecer a migração dos mangues em direção ao continente, caso não existam barreiras a sua colonização (GILMAN *et al.*, 2006). Como no caso de áreas de água e floresta secundária que foram substituídas por manguezais. Da mesma forma, de acordo com Faure (2013) os sedimentos carreados pelo rio Mocajuba tendem a ser parcialmente aprisionados dentro do perímetro estuarino, formando depósitos arenosos finos, pequenas barras e ilhas arenosas, nos quais os manguezais se estabelecem em sucessões vegetacionais características.

Da mesma forma que o “Padrão Paliteiro”, observado por Prost *et al.* (2013), na área de estudo também notou-se o “Padrão Escada” (Figura 31) ‘associado a zonas de progradação de manguezais e caracterizado por bosques mistos de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinas* e outras espécies, onde ocorre a acumulação de sedimentos finos e posterior implantação das planícies lamosas de maré.

Figura 31 - (a)(b) Padrão “Escada”



Fonte: Autor.

As transformações ocorridas entre áreas de Manguezal e Não floresta foram muito inferiores quando comparadas as outras classes. No entanto são mudanças que também merecem atenção, devido à fragilidade dos mangues diante das intervenções antrópicas, assim como seu potencial para se recuperar diante de fatores ambientais favoráveis, como explicado anteriormente.

Matias e Silva (2017) realizaram análise temporal dos manguezais no Sul de Alagoas entre 2004 e 2016, constatando expansão e regressão em distintas áreas. Onde manguezais protegidos por UC e em áreas com maior entrada de água salina obtiveram expansão; e mangues pressionados por atividades antrópicas regrediram. Desse modo, se a administração das UC não iniciarem ações visando a execução de iniciativas de conservação, gestão e sustentabilidade nas RESEX, os manguezais continuarão sofrendo ameaças que colocarão em ameaça sua permanência.

Em suma o comportamento dos manguezais da bacia do Rio Mocajuba foi de regressão, devido tanto a fatores naturais como antrópicos citados. As RESEX criadas com a finalidade de conter a expansão de ocupações humanas e proteger os manguezais não estão atingindo seus objetivos, devido, principalmente, a nenhuma destas possuir Plano de Manejo. O que acaba por impossibilitar iniciativas de conservação e gestão nessas UC, colaborando com a pressão dos manguezais pelo processo de antropização.

4.4 Conclusão

Os resultados alcançados mostram que os manguezais obtiveram perda de área entre 1984 e 2018, ou seja, apresentando um comportamento de regressão. No entanto, possuem potencial de recuperação (expansão), mas com menor intensidade em comparação com a supressão (regressão).

Os manguezais da região se encontram suscetíveis a intervenções humanas, como expansão de ocupações urbanas, áreas de plantio e pastagens. Estas englobam a classe de “Não floresta” que apresentou um aumento entre 1984 e 2018 na Zona de Amortecimento das RESEX. Além dos tensores antrópicos, os mangues se encontram passíveis aos tensores naturais, como elevação do nível do mar.

Nesse contexto, os manguezais do nordeste paraense se encontram sujeitos a condições decorrentes de mudanças naturais, como erosão costeira, e a tensores antrópicos. Esses tensores pressionam a estabilidade dos manguezais da bacia do Rio Mocajuba, onde o

estresse proporcionado pelas atividades antrópicas afeta a resistência desse ecossistema frente aos tensores naturais. Podendo impactar e dificultar sua permanência a longo prazo.

Destarte, o propósito das Reservas Extrativistas Marinhas, de proteger e conservar os manguezais, não está sendo alcançado. Como comprovado pela expansão de atividades antrópicas nas zonas de amortecimento das RESEX e de ocupações antrópicas adjacente aos manguezais, ocasionando a perda de áreas de mangue

Agradecimentos

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelos recursos destinados a pesquisa. Ao Laboratório de Estudos e Modelagem Hidroambientais (LEMHA) da Universidade Federal do Pará (UFPA) pelo suporte oferecido.

Referências

ALMEIDA, S. S. Estrutura e florística em áreas de manguezais paraenses: evidências da influência do estuário amazônico. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Ciências da Terra**, v. 8, p. 96-99, 1996. Disponível em: <https://repositorio.museu-goeldi.br/handle/mgoeldi/646>. Acesso em: 10 dez. 2020.

BASTOS, M. N. C.; LOBATO, L. C. B. Estudos fitossociológicos em áreas de bosque de mangue na praia do Crispim e Ilha de Algodal – Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Ciências da Terra**, v. 8, p. 157-167, 1996. Disponível em: <https://repositorio.museugoeldi.br/bitstream/mgoeldi/620/1/B%20MPEG%20C%20Terra%20v8%201996%20BASTOS.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2020.

BEZERRA, D. S.; AMARAL, S.; KAMPEL, M. Impactos da elevação do nível médio do mar sobre o ecossistema manguezal: a contribuição do sensoriamento remoto e modelos computacionais. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 35, n. 2, p. 152-162, 2013. Disponível em: <http://oaji.net/articles/2017/1602-1489066346.pdf>. Acesso em: 26 dez. 2019.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o Código Florestal Brasileiro. Diário Oficial da União: Seção 1, Brasília, DF, ano 149, n. 102, p. 1 – 168, 28 mai. 2012. Disponível em: <https://legis.senado.leg.br/norma/589574/publicacao/15721758>. Acesso: 22 de fev. 2020.

CARVALHO, E. A; JARDIM, M. A. G. Composição e estrutura florística em bosques de manguezais paraenses, Brasil. **Ciência Florestal**. Santa Maria, v. 27, n. 3, p. 923-930, 2017. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/28641/pdf>. Acesso em: 23 de dez. 2019.

CARVALHO, E. A.; JARDIM, M. A. G. Usos sociais do manguezal por comunidades tradicionais no estado do Pará, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 9, n. 2, p. 43-46, 2019. Disponível: <http://periodicos.unifap.br/index.php/biota>. Acesso em: 11 dez. 2019.

CHARRON, C.; PANECHOU, K.; HUYNH, F; GARDEL, A. A Gestão do meio costeiro: abordagem espacial e multidisciplinar do ambiente litoral amazônico. *In*: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (org.). **Ecossistemas Costeiros: Impactos e Gestão Ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 13-24. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecossistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019.

COHEN, J. A Coefficient of agreement for nominal scales. **Educational And Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p.37-46, abr. 1960. SAGE Publications. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>. Acesso em: 24 fev. 2020.

DINIZ, C.; CORTINHAS, L; NERINO, G; RODRIGUES, J; SADECK, L.; ADAMI, M.; SOUZA FILHO, P. W. M. Brazilian mangrove status: three decades of satellite data analysis. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, p. 808-826, 2019. MDPI AG. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs11070808>. Acesso em: 10 dez. 2019.

ENI, D. D.; IWARA, A. I.; OFFIONG, R. A. Analysis of soil-vegetation interrelationships in a south-southern secondary forest of Nigeria. **International Journal of Forestry Research**, v. 2012, p. 1-8, 2012. Hindawi Limited. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1155/2012/46932>. Acesso em: 22 dez. 2019.

FAURE, J. F. Análise multitemporal da dinâmica espacial de manguezais em São Caetano de Odivelas, Costa Nordeste do Pará, Brasil. *In*: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (org.). **Ecossistemas costeiros: impactos e gestão ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 35-45. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecossistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019

FRANÇA, C. F.; PIMENTEL, M; A. S.; NEVES, S. C. R. Estrutura paisagística de São João da Ponta, Nordeste do Pará. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 20, n. 1, p. 130-142, 2016. Universidade Federal de Santa Maria. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5902/2236499418331>. Acesso em: 23 dez. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2012. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2012, 271p.

GAO, B.C. NDWI – A Normalized Difference Water Index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v.58, p.257-266, 1996. Disponível em: http://ceeserver.cee.cornell.edu/wdp2/cee6150/Readings/Gao_1996_RSE_58_257-266_NDWI.pdf. Acesso em: 27 de fev. 2020.

GILMAN, E.L. *et al.* Adapting to pacific island mangrove responses to sea level rise and climate change, **Climate Research**, v. 32, n. 3, p. 161-176, 2006. ISSN 0936-577X. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/233961858>. Acesso em: 03 mar. 2019.

GISLASON, P. O.; BENEDIKTSSON, J. A.; SVEINSSON, J. R. Random Forests for land cover classification. **Pattern Recognition Letters**, v. 27, n. 4, p. 294-300, 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.patrec.2005.08.011>. Acesso em: 03 mar. 2019.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The Measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**. v. 33, p. 159-174, mar, 1977. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2529310>. Acesso em: 24 fev. 2020.

LIMA, M. W.; ALVES, M. A. M. S.; SANTOS, M. L. S.; SANTO, E. T.; NUNES, D. M. Influência do ciclo de maré na variação dos parâmetros físico-químicos no estuário do rio Curuçá, Nordeste Paraense. **Boletim Técnico Científico do Cepnor**, v. 14, n. 1, p. 09-15, 2014. Disponível em: [10.17080/1676-5664/btcc.v14n1p9-15](https://doi.org/10.17080/1676-5664/btcc.v14n1p9-15). Acesso em: 23 dez. 2019.

LOUBRY, D.; PROST, M. T. Estruturas Arquiteturais dos Bosques de *Avicennia Germinans* e *Rhizophora Mangle*: Elementos diagnósticos da dinâmica de manguezais das margens do rio Marapanim (Estado do Pará, Brasil). In: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (org.). **Ecossistemas Costeiros: Impactos e Gestão Ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 47-61. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecossistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019

MATIAS, L.; SILVA, M. D. Monitoramento e análise da vegetação de manguezal no litoral sul de Alagoas. **Journal Of Environmental Analysis And Progress**, v. 2, n. 3, p. 312-319, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.24221/jeap.2.3.2017.1447.312-319>. Acesso em: 10 dez. 2019.

MENDES, A. C.; SILVA, M. S.; SANTOS, V. F. análise do meio físico para gestão ambiental das ilhas de Algodual e Atalaia (NE do Pará). In: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (org.). **Ecossistemas Costeiros: Impactos e Gestão Ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 103-111. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecossistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Shapefile Unidades de Conservação. 2019. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/>. Acesso em: 22 ago. 2019.

MOCHEL, F. R.; CORREIA, M. M. F.; CUTRIM, M. V. J.; IBAÑEZ, M. S. R.; AZEVEDO, A. C. G.; OLIVEIRA, V. M.; PESSOA, C. R. D.; MAIA, D. C.; SILVEIRA, P. C.; ROJAS, M. O. A. I.; PACHECO, C. M.; COSTA, C. F. M.; SILVA, L. M.; PUISECK, A. M. B. Degradação dos manguezais na Ilha de São Luís (MA): processos naturais e impactos antrópicos. In: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (org.). **Ecossistemas Costeiros: Impactos e Gestão Ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 113-130. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecossistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019

NASCIMENTO JÚNIOR, W. R.; SOUZA FILHO, P. W. M.; PROISY, C.; LUCAS, R. M.; ROSENQVIST, A. Mapping changes in the largest continuous Amazonian mangrove belt using object-based classification of multisensor satellite imagery. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 117, p. 83-93, 2013. Elsevier BV. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2012.10.005>. Acesso em: 26 dez. 2019.

OLIVEIRA, M. V. C.; HENRIQUE, M. C. No meio do caminho havia um mangue: impactos socioambientais da estrada Bragança-Ajuruteua, Pará. **História, Ciências, Saúde-manguinhos**, v. 25, n. 2, p.497-514, jun. 2018. FapUNIFESP. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-59702018000200011>. Acesso em: 25 dez. 2019.

PINHEIRO, E. S. **Sustentabilidade, manguezais e reserva extrativista**: Instituições e Atores Sociais nos Municípios de Curuçá e São Caetano de Odivelas. 2014. 156 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Planejamento do Desenvolvimento, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido, Universidade Federal do Pará, Belém, 2014. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br/jspui/bitstream/2011/10950/>. Acesso em: 23 dez. 2019.

PROST, M. T; MENDES, A. C.; FAURE, J. F.; BERRÊDO, J. F.; SALES, M. E. C.; FURTADO, L. G.; SILVA, M. G. S.; SILVA, C. A.; NASCIMENTO, I.; GORAYEB, I.; SECCO, M. F. V.; LUZ, L. M. Manguezais e estuários da costa paraense: exemplo de estudo multidisciplinar integrado (Marapanim e São Caetano de Odivelas). In: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (org.). **Ecossistemas costeiros**: impactos e gestão ambiental. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 47-61. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecossistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019.

RIBEIRO JÚNIOR, M. A. S.; BASTOS, M. N. C.; GURGEL, E. S. C.; CARVALHO, A. V. Valoração do manguezal do Município de São Caetano de Odivelas - PA. In: WORKSHOP A CIÊNCIA NA COSTA AMAZÔNICA, 1., 207, Belém. **Anais...** Belém: Biblioteca do Museu Paraense Emílio Goeldi, 2017. p. 224 - 226. Disponível em: <https://www.museu-goeldi.br/assuntos/publicacao/20-anos-pec-anais-do-workshop-a-ciencia-na-costa-amazonica.pdf/view>. Acesso em: 23 dez. 2019.

ROSA, M. R. Classificação do padrão de ocupação urbana de são paulo utilizando aprendizagem de máquina e Sentinel 2. **Revista do Departamento de Geografia** v.especial, p. 15-21. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/rdg.v0ispe.145784>. Acesso em: 23 mar. 2019.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL J. A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: EARTH RESOURCES TECHNOLOGY SATELLITE-1 SYMPOSIUM, 3., Washington, D.C., 1973. **Proceedings**. Washington, D.C.: NASA. Goddard Space Flight Center, 1973. v.1, p.309-317. (NASA SP-351).

ROVAL, André Scarlate *et al.* Secondary succession impairment in restored mangroves. **Wetlands Ecology And Management**, v. 20, n. 5, p. 447-459, 2012. Springer Science and Business Media LLC. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11273-012-9269-z>. Acesso em: 28 dez. 2019.

SALES, J. B. L.; MEHLIG, U.; NASCIMENTO, J. R.; RODRIGUES FILHO, L. F.; MENEZES, M. P. M. Análise estrutural de dois bosques de mangue do rio Cajutuba, município de Marapanim, Pará, Brasil. **Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Nat.** [online], v. 4, n. 1, p. 27-35, 2009. Disponível em: http://scielo.iec.gov.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1981-81142009000100003.

Acesso em: 28 dez. 2019.

SEIXAS, J. A. S.; FERNANDES, M. E. e SILVA, E. S. Análise estrutural da vegetação arbórea dos mangues no Furo Grande, Bragança, Pará. **Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Nat.** [online], v. 1, n. 3, p. 61-69, 2006. Disponível em: http://scielo.iec.gov.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1981-81142006000300007.

Acesso em: 28 dez. 2019.

SOARES, M. L. G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 3, p. 503-515, 1999. FapUNIFESP. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081999000300016>.

Acesso em: 22 dez. 2019.

SOUZA FILHO, P. W. M. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, n. 4, p. 427-435, 2005. FapUNIFESP. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-261X2005000400006>. Acesso em: 10 dez. 2019.

SOUZA FILHO, P. W. M. Dinâmica natural e impactos antrópicos no uso de áreas costeiras da planície Bragantina, Nordeste do Pará, Brasil. In: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (Org.). **Ecossistemas Costeiros: Impactos e Gestão Ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 131-144. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecossistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019

SPALDING, M.; BLASCO, F.; FIELD, C. **World Mangrove Atlas**. Okinawa, Japan: The international society for mangrove ecosystems, 1997. 198 p. Disponível em: <http://www.environmentalunit.com/Documentation/04%20Resources%20at%20Risk/World%20mangrove%20atlas.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2019.

TELES, G. C.; FRANÇA, C. F. Análise da dinâmica de uso e ocupação da terra no Município de São João da Ponta-PA, entre 1984 e 2004. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEÓGRAFOS, 7., 2014, Vitória - Es. **Anais Eletrônicos**. Vitória - Es: Associação dos Geógrafos Brasileiros, 2014. p. 1 - 14. Disponível em: <http://www.cbg2014.agb.org.br/>. Acesso em: 25 dez. 2019.

TELES, G. C.; PIMENTEL, M. A. S. A nova perspectiva de Geossistema, proposta por Bertrand, aplicada a bacia hidrográfica do rio Mocajuba - Nordeste Paraense. **Boletim Campineiro de Geografia**, v. 5, n. 2, p. 381-389, 2015. Disponível em: http://agbcampinas.com.br/bcg/index.php/boletimcampineiro/article/view/239/2015v5n2_GT eles. Acesso em: 31 mai. 2019.

THOMAS, N.; LUCAS, R.; BUNTING, P.; HARDY, A.; ROSENQVIST, A.; SIMARD, M. Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. **Plos One**, v. 12, n. 6, 2017. Public Library of Science (PLoS). Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302>. Acesso em: 25 dez. 2019.

THOMAS, N.; BUNTING, P.; LUCAS, R.; HARDY, A.; ROSENQVIST, A.; FATOYINBO, T. Mapping mangrove extent and change: a globally applicable approach. **Remote Sensing**, v. 10, n. 9, p. 1466-1485, 2018. MDPI AG. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs10091466>. Acesso em: 26 dez. 2019.

VALE, J. R. B.; COSTA, J. A.; SANTOS, J. F.; SILVA, E. L. S. Análise comparativa de métodos de classificação supervisionada aplicada ao mapeamento da cobertura do solo no município de Medicilândia, Pará. **Interespaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 4, n. 13, p. 26-44, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.v4n13p26-44>. Acesso em: 05 abr. 2019.

XU, Hanqiu. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal Of Remote Sensing**, v. 27, n. 14, p.3025-3033, 2006. Informa UK Limited. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>. Acesso em: 27 fev. 2020.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante da percepção da importância de estudos envolvendo a interpretação de condições ambientais relacionadas a fatores limitantes e ao uso e cobertura da terra, conclui-se que a bacia do Rio Mocajuba passou por um intenso processo de antropização entre 1999 e 2018, aumentando a fragilidade natural desta. Onde as zonas de amortecimento das RESEX que fazem parte da bacia também apresentaram a expansão de ocupações antrópicas entre 1984 e 2018, comprometendo a dinâmica e permanência dos manguezais existentes no local.

Devido ao incremento da fragilidade natural proporcionada pela expansão de ocupações antrópicas na bacia, a classe de fragilidade emergente apresentou maiores áreas de fragilidade alta e média, em comparação com a classe de fragilidade potencial. Onde áreas com maiores fragilidades estão suscetíveis a sofrerem perdas e danos ambientais, necessitando de iniciativas de restauração e fiscalização, como forma de recuperar ecossistemas e inibir novos desmatamentos.

O incremento da fragilidade na bacia coloca em risco o equilíbrio dos manguezais devido, principalmente, ao aumento da classe Não Floresta em direção à foz e aos mangues mais preservados. Favorecendo a erosão e interferindo na proporção de sedimentos que chegam aos mangues e corpos hídricos.

Considerando os dados apresentados, pesquisas envolvendo replicação e comparação de métodos são de grande relevância para o planejamento territorial de bacias e monitoramento de áreas suscetíveis a sofrerem perdas ambientais. Assim, a análise temporal do uso e cobertura da terra realizada por duas diferentes metodologias possibilitou o entendimento de suas limitações e vantagens. Sendo de suma importância a utilização e divulgação de novos recursos disponíveis para o tratamento e manipulação de dados ambientais, como da plataforma do Google Earth Engine (GEE). Onde foi possível sintetizar e facilitar a obtenção, processamento e retirada de dados provenientes de imagens de satélite.

A replicação do método de fragilidade ambiental conferiu um caráter holístico à análise e interpretação das condições ambientais da bacia, assim como o incremento que a expansão das atividades antrópicas ocasionou à fragilidade natural e o papel da cobertura natural para a estabilidade do ambiente. Assim, para trabalhos futuros, recomenda-se o enriquecimento da metodologia com novos dados ambientais, como áreas de preservação permanente (APP), áreas de Reserva Legal (RL), áreas prioritárias para conservação do Ministério do Meio Ambiente, entre outros.

Os dois primeiros artigos desta dissertação envolveram toda a bacia do Rio Mocajuba e permitiram, no terceiro artigo, evidenciar os manguezais da região, seu processo de expansão e regressão, assim como os tensores antrópicos e naturais a que estes estão suscetíveis. Neste estudo mais detalhado observou-se que as atividades antrópicas provocaram supressão dos mangues e podem, a longo prazo, interferir na dinâmica destes.

Destarte, ressalta-se a importância de iniciativas do poder público para a área, focadas na elaboração do plano de manejo das RESEX; em planos de ação envolvendo a restauração de áreas passíveis de recuperação, como na margem do Rio Mocajuba e áreas desmatadas adjacente aos manguezais; em ações de fiscalização visando conter a conversão de áreas de floresta; e na criação do Comitê de Bacia do Rio Mocajuba, visando a gestão integrada da e ações de preservação e recuperação da bacia.

Conclui-se que pesquisa apresenta considerável contribuição ao âmbito das ciências ambientais, devido à interação entre diversas áreas buscando a compreensão dos ecossistemas da bacia. Por conseguinte, os dados resultantes da pesquisa podem auxiliar em pesquisas futuras e na implantação de iniciativas de conservação, recuperação e fiscalização envolvendo o uso e cobertura da terra e suas fragilidades.

REFERÊNCIAS

- ABRÃO, C. M. R.; BACANI, V. M. Diagnóstico da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Rio Santo Antônio, MS: subsídio ao zoneamento ambiental. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 38, n. 3, p. 619-645, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/bgg.v38i3.56362>. Acesso em: 07 jan. 2020.
- ALONGI, D. M. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change: Estuarine, Coastal and Shelf Science. **Estuar. Coast. Shelf Sci.** v. 76, n. 1, p. 1-13. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.024>. Acesso em: 03 jan. 2019.
- ALONGI, D. M. The impact of climate change on Mangrove Forests. **Current Climate Change Reports**, v. 1, n. 1, p. 30-39, 2015. Springer Science and Business Media LLC. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x>. Acesso em: 03 jan. 2020.
- ALVES, W.; MARTINS, A.; DOS SANTOS, A. K.; BORGES DE MOURA, D. Análise da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Ribeirão Douradinho, sudoeste de Goiás. **Geoambiente On-line**, n. 29, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i29.47726>. Acesso em: 07 jan. 2020.
- BERTALANFFY, L. V. **Teoria geral dos sistemas**. Petrópolis: Vozes, 1977. 351 p
- BEZERRA, D. S.; AMARAL, S.; KAMPEL, M. Impactos da elevação do nível médio do mar sobre o ecossistema manguezal: a contribuição do sensoriamento remoto e modelos computacionais. **Ciência e Natura**, v. 35, n. 2, p. 152-162, 2013. Disponível em: <http://oaji.net/articles/2017/1602-1489066346.pdf>. Acesso em: 26 dez. 2019.
- BRASIL. Constituição. **Lei nº 9985**, 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. Brasília,DF, 18 jul. 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm. Acesso em: 08 jan. 2020.
- CARVALHO, E. A.; JARDIM, M. A. G. Usos sociais do manguezal por comunidades tradicionais no Estado do Pará, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 9, n. 2, p. 43-46, 2019. Disponível: <http://periodicos.unifap.br/index.php/biota>. Acesso em: 11 dez. 2019.
- CERMINARO, A. C.; OLIVEIRA, D. Relações solo-relevo através da compartimentação geomorfológica da bacia hidrográfica do ribeirão feijão, nos municípios de São Carlos, Analândia e Itirapina no Estado de São Paulo-BR: ordenações de unidades para uso e ocupação adequados. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 2, p. 352 – 364, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v8.2.p352-364>. Acesso em: 19 fev. 2020.
- COSTA, O. B.; MATRICARDI, E. A. T.; PIRES, J. S. R. Análise do processo de fragmentação da floresta nos municípios de Corumbiara e Buritis - RO. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 3, p. 334-344, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.044113>. Acesso em: 16 abr. 2019.
- COUTINHO, A. C., C.; ALMEIDA, A.; VENTURIERI, J. C. D. M.; ESQUERDO, M. S. **Uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal**: TerraClass 2008. Brasília,DF: EMBRAPA, 2013, 108 p.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 2001. 124 p.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher. 1999. 256 p.

DINIZ, C.; CORTINHAS, L; NERINO, G; RODRIGUES, J; SADECK, L.; ADAMI, M.; SOUZA FILHO, P. W. M. Brazilian mangrove status: three decades of satellite data analysis. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, p. 808-826, 2019. MDPI AG. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs11070808>. Acesso em: 10 dez. 2019.

DONHA, A. G.; SOUZA, L. C. P.; SUGAMOSTO, M. L. Determinação da fragilidade ambiental utilizando técnicas de suporte à decisão e SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 175-181, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v10n1/v10n1a26>. Acesso em: 16 abr. 2019.

FAURE, J. F. Análise multitemporal da dinâmica espacial de manguezais em São Caetano de Odivelas, Costa Nordeste do Pará, Brasil. *In*: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (org.). **Ecosistemas costeiros: impactos e gestão ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 35-45. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecosistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019

GILMAN, E.L. *et al.* Adapting to Pacific Island mangrove responses to sea level rise and climate change, **Climate Research**, v. 32, n. 3, p. 161-176, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/233961858_Adapting_to_Pacific_Island_mangrove_responses_to_sea_level_rise_and_other_climate_change_effects. Acesso em: 03 mar. 2019.

GODOY, M. D. P.; LACERDA, L. D. Mangroves Response to Climate Change: A Review of Recent Findings on Mangrove Extension and Distribution. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 2, p. 651-667, 2015. FapUNIFESP. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201520150055>. Acesso em: 02 jan. 2020.

INSTITUO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2012. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2012, 271p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA- IBGE. **Censo Agropecuário 2017**. v. 8. Rio de Janeiro, 2019. 109 p. ISSN 0103-6157. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/3096/agro_2017_resultados_definitivos.pdf. Acesso em: 08 jan. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Shape de Informações Ambientais. 2019. Disponível em: http://geofpt.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/vetores/. Acesso em: 20 jan. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Cidades**. 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 20 fev. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Projeto PRODES:** monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite. 2019. Disponível em http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/increments. Acesso em: 08 jan. 2019.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate change and land:** an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/08/4.SPM_Approved_Microsite_FINAL.pdf. Acesso em: 02 de jan. 2020.

LOPES, L. G. N.; SILVA, A. G.; GOURLART, A. C. O. A Teoria Geral do Sistema e suas Aplicações nas Ciências Naturais. **Natureza on-line**. v. 13. n.1, p.1-5. 2015. Disponível em: http://www.naturezaonline.com.br/natureza/conteudo/pdf/01_LopesLGNetal_1-5.pdf. Acesso em: 19 fev. 2020.

MATIAS, L.; SILVA, M. D. Monitoramento e análise da vegetação de manguezal no litoral sul de Alagoas. **Journal of Environmental Analysis And Progress**, v. 2, n. 3, p. 312-319, 2017. Disponível em: <http://www.journals.ufrpe.br/index.php/JEAP/article/view/1447>. Acesso em: 31 maio 2019.

MCLVOR, A.; SPENCER, T.; SPALDING, M. The response of mangrove soil surface elevation to sea level rise. Natural Coastal Protection Series: Report 3. Cambridge Coastal Research Unit Working Paper 42. The Nature Conservancy and Wetlands International. An exhaustive review of the entire mangrove-sea level rise issue. The various scenarios are examined and explained with great clarity. 2013.

MENDES, A. C.; SILVA, M. S.; SANTOS, V. F. Análise do meio físico para gestão ambiental das ilhas de Algodóal e Atalaia (NE do Pará). In: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (org.). **Ecossistemas costeiros: impactos e gestão ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 103-111. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecossistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Painel unidades de conservação brasileiras**. 2019. Disponível em: <https://app.powerbi.com/>. Acesso em: 22 ago. 2019.

MOCHEL, F. R.; CORREIA, M. M. F.; CUTRIM, M. V. J.; IBAÑEZ, M. S. R.; AZEVEDO, A. C. G.; OLIVEIRA, V. M.; PESSOA, C. R. D.; MAIA, D. C.; SILVEIRA, P. C.; ROJAS, M. O. A. I.; PACHECO, C. M.; COSTA, C. F. M.; SILVA, L. M.; PUISECK, A. M. B. Degradação dos manguezais na ilha de São Luís (MA): processos naturais e impactos antrópicos. In: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (org.). **Ecossistemas costeiros: impactos e gestão ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 113-130. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecossistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019.

MOTTA, F. C. P. A teoria geral dos sistemas na teoria das organizações. **Revista de Administração de Empresas**, v. 11, n. 1, p.17-33, mar. 1971. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0034-75901971000100003>. Acesso em: 19 fev. 2020.

NOVO, E.M.L.M.; PONZONI, F. J. **Introdução ao sensoriamento remoto**. São José dos Campos: INPE, 2009.

REZZADORI, T.; HARTMANN, M. T.; HARTMANN, P. A. Proximidade de rodovias pode influenciar a fragmentação florestal? Um estudo de caso no norte do Rio Grande do Sul. **Biotemas**, v. 29, n. 3, p. 21-28, 9 set. 2016. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Disponível em: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2016v29n3p21>. Acesso em: 16 jan. 2020.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 8, p. 63-74. 1994. Disponível em: <http://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/47327>. Acesso em: 31 maio 2019.

SILVA, F. L.; OLIVEIRA, F. A.; AMIN, M. M.; BELTRÃO, N. E. S.; ANDRADE, V. M. S. Dimensões do uso e cobertura da terra nas mesorregiões do Estado do Pará. **Revista Espacios**, v. 37, n. 5, 2016. Disponível em: <https://www.revistaespacios.com/a16v37n05/16370505.html>. Acesso em: 31 maio 2019.

SILVA, L. F.; BACANI, V. M. Análise da Fragilidade Ambiental e das Áreas de Preservação Permanente da Bacia Hidrográfica do Córrego Fundo, Município de Aquidauana-MS **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 49, p. 264-284, 2017. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Disponível em: <http://periodicos.pucminas.br/index.php/geografia/article/>. Acesso em: 01 out. 2019.

SOARES, D. O.; SANTOS, A. C.; SILVA, E. B. Análise das classificações supervisionada e não supervisionada com o uso de imagens Landsat 5 TM e RapidEye, e suas contribuições para o mapeamento do uso e cobertura do solo no Parque Nacional das Emas. **Revista Brasileira de Geomática**, v. 4, n. 2, p. 117-122, 2016. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rbgeo/article/view/5492>. Acesso em: 01 out. 2019.

SOBRINHO, J. F.; SOUZA, A. P. M.; FALCÃO, I. L. C. Natureza, meio ambiente e teoria geral dos sistemas, bases ambientais, econômicas e jurídicas. **Holos**, v. 8, n. 33, p. 1-22. 2017. Disponível em: <http://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/3485/pdf>. Acesso em: 19 fev. 2020.

SOUZA FILHO, P. W. M. e. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, n. 4, p. 427-435, 2005. FapUNIFESP. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-261X2005000400006>. Acesso em: 10 dez. 2019

SOUZA FILHO, P. W. M. Dinâmica Natural e Impactos Antrópicos no Uso de Áreas Costeiras da Planície Bragantina, Nordeste do Pará, Brasil. *In*: PROST, M. T. R. C.; MENDES, A. C. (org.). **Ecossistemas Costeiros: impactos e gestão ambiental**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2013. p. 131-144. Disponível em: https://issuu.com/museu-goeldi/docs/ecossistemas_costeiros. Acesso em: 11 dez. 2019.

TANGERINO, D. F.; LOURENÇO, R. T. Comparação da exatidão de métodos de classificação supervisionada e não supervisionada a partir do índice kappa na microbacia do Ribeirão Duas Águas em Botucatu/SP. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR*, 16., 2013, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013, p. 4093.

TELES, G. C. **Análise da paisagem na bacia hidrográfica do rio Mocajuba, Nordeste Paraense, a partir do modelo teórico GTP**. 2016. 156 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2016. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br/jspui/handle/2011/9024>. Acesso em: 20 fev. 2019.

TELES, G. C.; PIMENTEL, M. A. S. A nova perspectiva de Geossistema, proposta por Bertrand, aplicada a bacia hidrográfica do rio Mocajuba - Nordeste Paraense. **Boletim Campineiro de Geografia**, v. 5, n. 2, p. 381-389, 2015. Disponível em: http://agbcampinas.com.br/bcg/index.php/boletimcampineiro/article/view/239/2015v5n2_GT eles. Acesso em: 31 mai. 2019.

TELES, G. C.; FRANÇA, C. F. Análise da dinâmica de uso e ocupação da terra no município de São João da Ponta-PA, entre 1984 e 2004. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEÓGRAFOS*, 7., 2014, Vitória - Es. **Anais Eletrônicos**. Vitória - Es: Associação dos Geógrafos Brasileiros, 2014. p. 1 - 14. Disponível em: <http://www.cb2014.agb.org.br/>. Acesso em: 25 dez. 2019.

THOMAS, N.; LUCAS, R.; BUNTING, P.; HARDY, A.; ROSENQVIST, A.; SIMARD, M. Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. **Plos One**, v. 12, n. 6, 2017. Public Library of Science (PLoS). Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302>. Acesso em: 25 dez. 2019.

THOMAS, N.; BUNTING, P.; LUCAS, R.; HARDY, A.; ROSENQVIST, A.; FATOYINBO, T. Mapping Mangrove Extent and Change: A Globally Applicable Approach. **Remote Sensing**, v. 10, n. 9, p. 1466-1485, 2018. MDPI AG. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs10091466>. Acesso em: 26 dez. 2019.

TRAFICANTE, D. P.; CAMPOS, S. MANZIONE, R. L.; RODRIGUES, B. T. Fragilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Capivara, Botucatu-SP. **Energia na Agricultura**, v. 32, n. 1, p. 88-95, 2017. EIA Energy in Agriculture. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.17224/EnergAgric.2017v32n1p88-95>. Acesso em: 01 out. 2019.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE; SUPREN, 1977.

VALLE, Ivana Cola; FRANCELINO, Márcio Rocha; PINHEIRO, Helena Saraiva Koenow. Mapeamento da fragilidade ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 295-308, 2016. FapUNIFESP. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.107714>. Acesso em: 05 set. 2019.

VALE, J. R. B.; COSTA, J. A.; SANTOS, J. F.; SILVA, E. L. S. Análise comparativa de métodos de classificação supervisionada aplicada ao mapeamento da cobertura do solo no município de Medicilândia, Pará. **Interespaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 4, n. 13, p. 26-44, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18764/2446-6549.v4n13p26-44>. Acesso em: 05 abr. 2019.

VALE, J. R. B.; LEITE, T. V. S.; SILVA, E. L. S.; SANTOS, J. F. Análise espacial das unidades de paisagem da reserva extrativista marinha Mocajuba, Zona Costeira do Nordeste Paraense. **Revista Cerrados**, v. 16, n. 2, p. 153-173, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.22238/rc24482> 6922018 1602153173. Acesso em: 27 abr. 2019.