



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E
BIOTECNOLOGIA DA REDE BIONORTE**



**PERDA DE BIODIVERSIDADE EM FUNÇÃO DE PRESSÃO
ANTRÓPICA NAS PLANÍCIES INUNDÁVEIS DA AMAZÔNIA
MARANHENSE.**

VILENA APARECIDA RIBEIRO SILVA

São Luís - MA

2019

VILENA APARECIDA RIBEIRO SILVA

**PERDA DE BIODIVERSIDADE EM FUNÇÃO DE PRESSÃO
ANTRÓPICA NAS PLANÍCIES INUNDÁVEIS DA AMAZÔNIA
MARANHENSE.**

Tese de Doutorado apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, na Universidade Federal do Maranhão, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Cícero Wellington Brito Bezerra

Co-orientador: Prof. Dr. Fabrício Brito Silva

São Luís - MA

Dezembro/2019

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Núcleo Integrado de Bibliotecas/UFMA

Silva, Vilena Aparecida Ribeiro.
PERDA DE BIODIVERSIDADE EM FUNÇÃO DE PRESSÃO ANTRÓPICA
NAS PLANÍCIES INUNDÁVEIS DA AMAZÔNIA MARANHENSE / Vilena
Aparecida Ribeiro Silva. - 2019.
104 f.

Coorientador(a): Fabrício Brito Silva.

Orientador(a): Cícero Wellington Brito Bezerra.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Rede -
Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia
Legal/ccbs, Universidade Federal do Maranhão, São Luís,
2019.

1. Amazônia Maranhense. 2. Baixada Maranhense. 3.
Biodiversidade. 4. Geodiversidade. 5. Impactos
Antrópicos. I. Bezerra, Cícero Wellington Brito. II.
Silva, Fabrício Brito. III. Título.

VILENA APARECIDA RIBEIRO SILVA

**PERDA DE BIODIVERSIDADE EM FUNÇÃO DE PRESSÃO
ANTRÓPICA NAS PLANÍCIES INUNDÁVEIS DA AMAZÔNIA
MARANHENSE.**

Tese de Doutorado apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, na Universidade Federal do Maranhão, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Biodiversidade e Conservação.

Aprovada em / /

Banca examinadora

Prof. Dr. Cícero Wellington Brito Bezerra (Orientador)
Universidade Federal do Maranhão

Prof. Dr. Denilson da Silva Bezerra
Universidade Federal do Maranhão

Prof. Dr. Glécio Machado Siqueira
Universidade Federal do Maranhão

Prof. Dr. Francisca Helena Muniz
Universidade Estadual do Maranhão

Prof. Dr. Bruno Barreto
Universidade Federal do Maranhão

Dedico aos meus filhos, Melissa (*in memoriam*), Cadu e Lara, razões do meu viver.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela minha vida, tal qual como ela é.

Ao meu Anjo Guardião, por me acompanhar em cada passo da minha vida, por me proteger, por me intuir e por me ajudar a ser uma pessoa melhor a cada dia.

À família que Deus me presenteou! Ao meu marido Eduardo, pelo apoio incansável durante toda essa caminhada. Sem você ao meu lado tudo seria mais difícil, obrigada pelo companheirismo! Te amo!

Aos meus filhos! À Melissa (*in memoriam*), que em sua breve passagem por este mundo veio com a missão sublime de me ensinar o que era o maior amor que pode existir: o amor de mãe!

Ao Carlos Eduardo, meu Cadu, o príncipe que sempre pedi à Deus, que com seus olhos de cristal me faz sentir a mãe mais amada da terra!

À minha caçulinha Lara, minha florzinha, que veio fazer eu me reinventar e entender que cada filho é diferente e precisa de dedicação diferente!

E à minha filha de coração, Laura Vitória, que me escolheu como sua segunda mãe. Vocês são a razão da minha luta!

À família que Deus escolheu para eu nascer, ao meu pai-herói Vilson, minha mãe-guerreira Amélia, aos meus super irmãos Vander e Vanilson, e à minha irmã de coração Babi, que foi minha segunda mãe na infância, muito obrigada por serem a minha base mais segura!

À minha prima-cunhada-amiga-irmã Elaine, a quem admiro e sou grata por estar ao meu lado nos dias mais difíceis da minha vida, durante as idas e vindas nas internações hospitalares dos últimos meses!

Ao meu orientador Dr. Cícero Wellington Brito Bezerra, com quem aprendi belas lições de vida, com sua postura e humildade. Você é o exemplo de quem ensina sem precisar falar! Muito obrigada por confiar em mim!

Ao meu co-orientador Dr. Fabrício Brito Silva, que me mostrou o mundo de possibilidades que as geotecnologias nos apresentam; por querer somar em uma área que eu gostaria de trabalhar - biodiversidade (e não propor que eu me encaixasse em um de seus projetos); pelos conselhos em reuniões no laboratório; e pela confiança depositada neste trabalho, muito obrigada!

Ao Instituto Federal do Maranhão - IFMA – Campus Pinheiro, por todo o apoio prestado, e aos pares que supriram a ausência durante o período em que busquei esta qualificação científica e profissional. Os resultados serão para o campus e para a região, que muito precisa avançar em ciência e gestão para o meio ambiente.

À UFMA/Bionorte por incentivar a formação de Doutores na área de Biodiversidade e Biotecnologia, gerando conhecimentos que serão aplicados para o desenvolvimento sustentável da Amazônia.

À Universidade Ceuma, por ceder o Laboratório de Geotecnologias para realização desta pesquisa, e aos amigos do Labgeo, Juliana Sales, Jessflan, Mayara, e em especial Juliana Lopes que sempre esteve sendo meu braço direito durante minha pesquisa no laboratório de geotecnologias, muito obrigada!

Às amigas queridas que formei do doutorado para a vida, Ana Luiza, Larissa, Mayra, Mayanna e Elba. Analu obrigada pela preocupação, oração e ajuda na tese! Lari obrigada por corrigir meu artigo quando as forças me faltavam! Mayra obrigada por ter ido orar baixinho comigo! Elba e Mayanna, mesmo longe sei que estavam comigo nos dias difíceis! Vocês estarão para sempre em meu coração!

Ao amigo Celso Henrique Silva Junior, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, que colaborou com os dados metodológicos que foram aplicados neste trabalho.

Ao Prof. Msc. José Antônio Pimenta Guterres (Prof. Totó), do IFMA – Campus Pinheiro, que colaborou na expedição de campo e identificação de espécies.

Ao amigo Welington Barros, por ceder gentilmente imagens da sua exposição “Retratos da Baixada” para enriquecer este trabalho.

À psiquiatra Dra. Lana Medeiros que diagnosticou e me ajudou a passar pela síndrome do pânico, ansiedade e depressão, quando eu não estava entendendo o que estava acontecendo comigo.

Às psicólogas Marcela Diniz e Maria Benedita Mendes que foram verdadeiros anjos em minha vida, que falaram as coisas certas nos momentos certos; que fizeram eu compreender que sofrer de saúde mental não é um sinal de fraqueza, ao contrário, significa que tentei ser forte por muito tempo! Gratidão por todos os ensinamentos!

À todos os amigos e familiares que torcem por mim, em especial à Zezinho e família, ao meu Tio Batista, e à Marizelma, que tem sido meu braço direito em casa e no cuidado com as crianças.

*“A fé em Deus não te arredará das
provas inevitáveis, mas te investirá na
força devida para suportá-las.”*
Emmanuel

RESUMO

As Planícies Inundáveis do Maranhão ou Baixada Maranhense, consistem em uma área internacionalmente estratégica para a conservação biológica das zonas úmidas do Planeta, sendo um dos sítios brasileiros que integram a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional conhecida como Convenção de Ramsar. Essa região apresenta também pressões antrópicas relacionadas ao desmatamento, às queimadas, e à atividade agropecuária, que promovem uma intensa reconfiguração da paisagem. O objetivo deste trabalho é avaliar a perda de biodiversidade provocada por impactos antrópicos nas planícies inundáveis da Amazônia Maranhense. A área de estudo é o município de Pinheiro, polo da Baixada. Para isso, são utilizadas as ferramentas de sensoriamento remoto em especial: análises espaciais e temporais de focos de queimadas e incêndios florestais detectados por imagens do “satélite de referência”, AQUA, sensor MODIS; taxa de desmatamento por corte raso, estimadas a partir dos incrementos de desmatamento identificados em imagem de satélite da classe Landsat que cobre a Amazônia Legal; Índice de Vegetação por Diferença Normalizada – NDVI, realizado a partir das séries temporais do produto MOD13A3, processados no aplicativo ENVI; análises de uso e cobertura da terra através de dados do Projeto MapBiomas e do Modelo Linear de Mistura Espectral; e cálculo da tendência de EVI para analisar o estado das florestas primárias e secundárias. Essas informações irão gerar a base de dados para uma análise ecossistêmica integrada que leve a compreender os impactos das ações antrópicas na região, gerando informações que poderão auxiliar no desenvolvimento de uma abordagem equilibrada entre conservação e utilização sustentável dos recursos naturais.

Palavras-chave: Biodiversidade. Sensoriamento Remoto. Conservação.

ABSTRACT

The Floodplains of Maranhão or Baixada Maranhense, are an internationally strategic area for the biological conservation of wetlands of the Planet, being one of the Brazilian sites that are part of the Convention on Wetlands of International Importance known as the Ramsar Convention. This region also has anthropogenic pressures related to deforestation, burning and agricultural activity, which promote an intense reconfiguration of the landscape. The objective of this work is to evaluate the biodiversity loss caused by anthropic impacts in the floodplains of Maranhense Amazon. The study area is the municipality of Pinheiro, pole of the Baixada. For this purpose, remote sensing tools are used in particular: spatial and temporal analysis of outbreaks of wildfires and forest fires detected by “reference satellite” images, AQUA, MODIS sensor; shallow cut deforestation rate, estimated from the deforestation increments identified in the Landsat class satellite image covering the Legal Amazon; Normalized Difference Vegetation Index - NDVI, performed from the time series of the MOD13A3 product, processed in the ENVI application; land use and land cover analysis using MapBiomas Project data and the Linear Spectral Mixture Model; and calculating the EVI trend to analyze the condition of primary and secondary forests. This information will generate the database for an integrated ecosystem analysis that will lead to an understanding of the impacts of anthropogenic actions in the region, generating information that may assist in developing a balanced approach between conservation and sustainable use of natural resources.

Keywords: Biodiversity. Remote sensing. Conservation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO	15
3 CAPÍTULO I - Caracterização do meio físico de uma região de planícies inundáveis da Amazônia Maranhense.....	22
4 CAPÍTULO II - Climatic and Anthropic Influence on the Geodiversity of the Maranhão Amazon Floodplain.....	35
5 CAPÍTULO III - PERDA DE FLORESTA PRIMÁRIA E SEUS IMPACTOS NA BIODIVERSIDADE NAS PLANÍCIES INUNDÁVEIS DA AMAZONIA MARANHENSE	54
6 CONCLUSÃO.....	92
REFERÊNCIAS.....	93

1 INTRODUÇÃO



1. INTRODUÇÃO

A interferência antrópica desordenada no meio ambiente é a grande causadora da perda da biodiversidade mundial, evento considerado irreversível e com consequências ambientais de difícil mensuração (CEBALLOS, EHRLICH, & DIRZO, 2017 ; FEARNSSIDE, 2006). Na Amazônia, maior floresta tropical do mundo, o desmatamento é indicado como o principal fator de perda significativa da biodiversidade, muito embora sua estimativa seja um grande desafio, pois não existem dados precisos acerca do número de espécies existentes neste bioma (GROSS, 2016; GIBSON ET AL., 2011).

Os campos naturais inundáveis da Baixada Maranhense são ambientes extremamente complexos do ponto de vista ecológico, com estrutura e funcionamento bem diversificados, sendo constituídos por lagos rasos temporários, que ocupam toda a planície de inundação; por lagos marginais; e também por importantes sistemas lacustres permanentes (FRANÇA; MENDONÇA NETO; FARIAS FILHO, 2012). Estes vêm sofrendo consequências ainda não mensuráveis a partir da interferência antrópica, sendo ainda desconhecidos os fatores acerca de como a biodiversidade da região vem sendo afetada.

Pelo fato de conter grande importância ecológica, a região foi estabelecida como APA - Área de Proteção Ambiental através do Decreto nº 11.900, de 11 de junho de 1991, reeditado no dia 05/10/1991. A criação de áreas protegidas, historicamente, representou a forma como as sociedades reagem aos diversos problemas ambientais gerados pelo uso e ocupação dos solos, onde a natureza ao longo do tempo vem sendo alterada, enfrentando a crescente fragmentação de seus ambientes e, conseqüentemente, a perda de sua biodiversidade (MAGNUSSON et al., 2013).

No Maranhão a criação de Unidades de Conservação foi incentivada pela redução das coberturas florestais e de outros recursos naturais, ocasionados por desmatamentos e queimadas de grandes áreas para a implantação de atividades agropecuárias. Segundo França, Mendonça Neto e Farias Filho (2012), as extensas propriedades de terras na mão de uma minoria da população, a falta de fiscalização contínua, o manejo e utilização dos recursos naturais de maneira inadequada, e a ausência de políticas de educação ambiental foram os fatores que contribuíram para criação das unidades de conservação no estado.

No ano de 2000 a APA da Baixada Maranhense foi reconhecida com um Sítio Ramsar, que são áreas naturais selecionadas com base na significância internacional em termos de ecologia, botânica, zoologia, limnologia e hidrologia. As zonas úmidas representam o mais produtivo e maior sistema de suporte de seres vivos e um dos mais importantes ao bem estar

humano. Manter sua biodiversidade, entendida como a variabilidade de organismos vivos em ecossistemas terrestres, marinhos e aquáticos, representa garantir seus serviços ecossistêmicos, e, por isso, conservá-la significa manter as diversidades funcional, ecológica, genética e de riqueza de espécies capazes de contribuir com a resiliência dos complexos ecológicos onde estão inseridas, bem como, dos sistemas adjacentes (GOPAL, 2015; CDB, 1992).

Porém, tais instrumentos até hoje não fizeram diminuir as pressões antrópicas por que passam as planícies inundáveis da Amazônia Maranhense, as quais têm provocado graves alterações na estrutura e dinâmica dos ecossistemas da região, principalmente nas bacias dos rios Pericumã, Mearim e Pindaré. Verifica-se os mais diversos impactos nessa região, que vão desde o desmatamento, queimadas, agricultura, criação bubalina, cultivo de arroz nas áreas dos lagos, pesca predatória até a privatização de áreas de preservação e conflitos socioeconômicos (CARVALHO; SILVA; CORDEIRO, 2011).

Com o avanço da disseminação de informações que a tecnologia proporciona, são constantemente disponibilizados para a sociedade, dados de perda de floresta amazônica causada pelo desmatamento e queimadas, monitorados através de imagens de satélite e medidos em quilômetros quadrados. Porém, não se conhece todos os recursos naturais que são perdidos juntamente com a floresta desmatada. Pesquisas sobre a densidade de alguns grupos de organismos já permitem estimar a magnitude real do desastre causado pelo desflorestamento na região (VIEIRA; SILVA; TOLEDO, 2005).

O sensoriamento remoto apresenta inúmeras vantagens no monitoramento ambiental, devido ao seu baixo custo, disponibilidade e aplicabilidade, contribuindo para o planejamento ambiental (OLIVEIRA et al., 2015). Isto foi possível a partir do avanço tecnológico das últimas décadas, o que favoreceu o desenvolvimento de diversos satélites de monitoramento terrestre-ambiental, possibilitando o levantamento de informações sobre o grau de degradação ao meio ambiente, o acompanhamento de biomas ameaçados de extinção, alterações climáticas, níveis de poluição da água e da atmosfera, dentre outras medições possíveis (MASCARENHAS; FERREIRA; FERREIRA, 2009).

Aliado ao sensoriamento remoto, estão os sistemas de informações geográficas (SIGs) destinados ao tratamento automatizado dos dados georreferenciados, auxiliando, por exemplo, na caracterização fisiográfica e socioeconômica de determinada área, a partir dos mapas de classes de solo, classes de declividade, uso atual das terras, aptidão agrícola dos solos, rede de drenagem, recursos hídricos, suscetibilidade dos solos à erosão, estrutura fundiária, sistemas de produção e outros (ANTONELI; THOMAZ, 2007).

Portanto, utilizando as ferramentas disponíveis do sensoriamento remoto, essa pesquisa visa responder as seguintes perguntas: Qual a configuração do ambiente físico de uma área amostral das Planícies Inundáveis da Amazônia Maranhense? Os desmatamentos e queimadas tem mais relação antrópica ou climática na região? Como as variáveis ambientais exercem influência nos tipos de vegetação locais? Como se deu a dinâmica da paisagem ao longo das três últimas décadas? Como a biodiversidade foi impactada pela pressão antrópica?

O objetivo deste trabalho é avaliar a perda de biodiversidade provocada a partir dos impactos antrópicos em uma área amostral das planícies inundáveis da Amazônia Maranhense, conhecendo a configuração de sua geodiversidade (artigo 1); a dinâmica espaço-temporal do desflorestamento e sua relação com as variáveis climáticas (artigo 2); e como a dinâmica de uso e cobertura da terra e a fragmentação florestal contribuem para a perda de biodiversidade (artigo 3).

Essas informações geram uma base de dados que auxilia na análise ecossistêmica integrada, levando a compreender os impactos das ações antrópicas na região, gerando informações que poderão auxiliar no desenvolvimento de uma abordagem equilibrada entre conservação e utilização sustentável dos recursos naturais.

2 REFERENCIAL TEÓRICO



2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A Geodiversidade aplicada aos estudos da Biodiversidade

Enquanto o geógrafo argentino Frederico Alberto Daus em 1940 empregou a geodiversidade dentro do contexto da geografia cultural para diferenciar áreas de terra, o termo “geodiversidade” começou a ser empregado com o objetivo de gerenciar áreas protegidas, como contraposição a “biodiversidade”, pois havia uma necessidade de abranger elementos não bióticos no meio natural (SERRANO; RUIZ-FLAÑO, 2007). No Brasil, assim como na esfera internacional, o conceito foi se desenvolvendo em direção ao planejamento territorial e estudos de geoconservação (SILVA et al., 2008). Mas a sua real definição se refere à diversidade natural da geologia (rochas minerais, fósseis, estruturas), geomorfologia (formas e processos) e solos, os quais servem como substrato para a sustentação da vida terrestre (OWEN et al., 2005).

Assim como a Biodiversidade é o termo utilizado para representar a diversidade biológica, ou seja, um conjunto de seres vivos, representado para muitos, a parte visível da natureza, não é de fato a mais importante. A geodiversidade, que apresenta a diversidade de conjuntos de rochas e minerais, é igualmente importante, pois a própria biodiversidade depende desta para a sua sustentação e manutenção, além de influenciar na paisagem (GALOPIM DE CARVALHO, 2007). É a partir da intemperização das rochas, provocados pelo relevo e o clima do ambiente para formação dos solos, que são disponibilizado os nutrientes que serão absorvidos pelas plantas, sustentando e desenvolvendo vida na Terra (SILVA et al., 2008).

O conhecimento da geodiversidade leva a identificar as restrições e as aptidões do uso do meio físico de uma área, a vulnerabilidade e os impactos advindos do uso inadequado desses ambientes. Além disso, pode-se ampliar o conhecimento das paisagens naturais de uma determinada região composta por tipos específicos de rochas, relevos, solos e clima. Portanto, o conhecimento e a compreensão das características geológicas como formadores de substrato, ou até mesmo, da dinâmica ambiental dos recursos hídricos de uma região, podem auxiliar na preservação desses recursos (BANDEIRA, 2013).

A diversidade biológica não é determinada somente pelos fatores bióticos, mas também pelos abióticos (HUSTON, 1994). Desta forma, nos últimos anos tem-se apresentado um novo termo de geodiversidade com uma alternativa de avaliar e modelar a biodiversidade (PARKS E MULLIGAN, 2010). Cientistas estão utilizando a geodiversidade, por exemplo, para projetar redes de conservação a partir do conhecimento da heterogeneidade do ambiente

necessária para sustentar uma diversidade de espécies, permitindo a compreensão dos processos ecológicos em resposta às mudanças climáticas (BEIER; BROST, 2010).

Tansley (1935) descreve o conceito de ecossistema como um sistema complexo que não abrange apenas organismos, mas também elementos físicos. Portanto, existe uma relação intrínseca entre a diversidade geológica e biológica, podendo considerar a geodiversidade parte do ecossistema (SANTUCCI, 2005; DANTAS et al. 2015). Gray et al. (2013) afirmam que a diversidade geológica da natureza é responsável pela variedade de serviços ecossistêmicos, salientando a importância do estudo da geodiversidade para a gestão dos ecossistemas.

Elementos do ambiente físico influenciam no desenvolvimento das características biológicas, em que tipos de rochas diferentes, podem fornecer diferentes tipos de nutrientes que irão conduzir a variação de ambientes. Áreas com mais variedades geológicas indicam uma maior biodiversidade (BARTHLOTT et al., 2007). Hjort et al. (2015) apresentaram uma importante relação entre a geodiversidade para a conservação da biodiversidade, mostrando a configuração geológica de diferentes locais, onde apresentavam cavernas, dunas de areia ou ambientes que desenvolveram biótas únicas. Bétard (2013), focou em seu estudo a relação espacial entre geodiversidade e o padrão da biodiversidade em uma rocha de quartzo. A heterogeneidade criada por pedreiras criou uma diversidade de nichos ecológicos, mostrando que mudanças na geodiversidade podem determinar a diversidade biológica de um ambiente.

Cada vez mais estudos da geodiversidade serão utilizados com a finalidade de mostrar a relação entre este e o meio biótico. Trabalhos de autores como Jacková e Romportl (2008) apresentaram uma metodologia para avaliação quantitativa da geodiversidade considerando a geologia, topografia e hidrografia de áreas mais e menos geodiversas. Esta pesquisa confirmou a hipótese inicial dos autores, onde a riqueza de ambientes naturais estão relacionados com a diversidade geológica.

Parkes e Mulligan (2010), também desenvolveram um modelo de avaliação da geodiversidade, em que seus elementos são um potencial gerador de variação de recursos no tempo, assim foi observado que o desenvolvimento temporal e espacial da biodiversidade e de sua alta variabilidade tem forte relação com os elementos geológicos.

O trabalho de Hjort et al. (2012), teve como objetivo comparar o desempenho das medidas variáveis da geodiversidade com a biodiversidade, utilizando a modelagem de riqueza de espécies para duas áreas de estudo da Zona Boreal da Finlândia. Este estudo mostrou que em ambos locais de estudo foi necessário a inclusão da análise da geodiversidade, pois as informações tornaram-se mais elucidativas, com as capacidades produtivas e robustez das vegetações.

Manosso e Ondicol (2012) analisaram a geodiversidade e a biodiversidade a partir de aspectos convergentes entre ambos, atentando-se para relações amostrais, distribuição espacial, riqueza de diversidade e a relação entre índice de geodiversidade e patrimônio geológico. A partir disso, concluíram que o conhecimento da geodiversidade é necessário para que as intervenções e modificações não apresentem nenhum tipo de ameaça, ou venha ser controlada, ao ecossistema.

Portanto, através desses estudos nota-se que o conhecimento da geodiversidade tem muito a contribuir nos estudos da diversidade biológica, fornecendo subsídios para compreensão das relações entre estas, onde a geodiversidade constitui o suporte para a vasta biodiversidade existente no planeta.

2.2 O Sensoriamento Remoto no Monitoramento Ambiental

As florestas tropicais há muito tempo são reconhecidas como um dos maiores reservatórios de biodiversidade global, no entanto, sua conservação constitui um grande desafio (CROWTHER et al., 2015). As florestas tropicais continuam sujeitas a elevados níveis de desmatamento, disseminação de incêndios florestais e, perda de fauna que mantém conexões ecológicas críticas (MALHI et al., 2014).

O Bioma Amazônico brasileiro representa 30% de uma das maiores florestas tropicais restantes no mundo (FAO, 2012), entretanto, a degradação florestal é uma questão ambiental comum, especialmente nos trópicos, causando impactos importantes sobre a biodiversidade e bem-estar humano e com contribuição expressiva para as emissões de gases de efeito estufa (THOMPSON et al., 2013). Nas últimas cinco décadas, o aumento da extração madeireira, da agricultura, de incêndios florestais e do crescimento urbano levaram a perdas significativas de florestas tropicais (SOUZA, 2013; LEWIS et al., 2015; ROSA et al., 2016).

Com a perda global da biodiversidade se intensificando (SKIDMORE et al., 2015), o monitoramento através do sensoriamento remoto é crucial para obter dados a nível global, regional ou local. Através de suas ferramentas, é possível identificar de forma rápida onde e como pode estar ocorrendo a perda de diversidade biológica em uma ampla gama de escalas de maneira consistente, sem fronteiras e repetível (TURNER, 2014). Além disso, os produtos de sensoriamento remoto podem ser considerados como a única maneira viável de monitorar consistentemente as mudanças na cobertura florestal ao longo do tempo para grandes regiões geográficas (SHIMABUKURO et al., 2014). Contudo, paisagens amazônicas são realmente muito mais dinâmicas e complexas e infelizmente, ainda não temos uma compreensão completa

de toda sua biodiversidade e suas relações ecológicas (FEARNSIDE 2006; NEPSTAD et al. 1999; CARDILLE e FOLEY 2003).

Estudos mostram a utilização do sensoriamento remoto para o mapeamento de extração seletiva de madeira na Amazônia brasileira, de escala local para regional, com abordagens que vão desde a interpretação visual até técnicas automatizadas (WATRIN e ROCHA, 1992; STONE e LEFEBVRE, 1998;). Eles também destacam as diferenças em possíveis metas de desmatamento, por exemplo, o mapeamento da área total afetada pela extração madeireira (que inclui áreas danificadas por copas, áreas desmatadas ou infraestrutura de extração e porções de floresta intacta) ou mapeamento apenas de áreas danificadas. (SOUZA, 2013)

Uma técnica frequentemente utilizada nos estudos é o Modelo Linear de Mistura Espectral, que é o valor associado a cada pixel de um canal espectral de uma imagem resultante da radiância média dos materiais encontrados na superfície em uma determinada faixa espectral, acrescentada à dos processos de interferência atmosférica (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

Em termos de sensoriamento remoto, o desmatamento resulta de uma transição, relativamente completa, da reflectância espectral característica de floresta (dominada por vegetação lenhosa fotossinteticamente ativa e sombra) para não floresta (solo exposto, após a limpeza da área desmatada); já a floresta degradada consiste em uma mistura complexa de sinais de reflectância espectral provenientes de vegetação fotossinteticamente ativa (incluindo árvores e vegetação secundária em regeneração), solo e sombra (FRANKE et al., 2012).

Com crescente melhorias nas técnicas de sensoriamento remoto nos últimos anos, ele tem se apresentado também como uma excelente ferramenta para detecção e monitoramento de áreas queimadas, proporcionando a estimativa dos limites dessas áreas durante ou imediatamente após a época dos incêndios, possibilitando um baixo custo nas operações de combate e atenuação dos danos do fogo (ROY et al., 2008; GIGLIO et al., 2009; LIBONATI et al., 2015).

Segundo Anderson et al. (2005), há duas linhas de pesquisa relacionadas à detecção das queimadas pela técnica de monitoramento: a primeira voltada à detecção dos focos de calor, importante para a definição da sazonalidade, frequência e variações anuais de queima; e a segunda está relacionada à espacialização das queimadas, pela quantificação da extensão das áreas afetadas por este evento.

Assim, é de grande importância o conhecimento da localização do incêndio e da extensão da área, pois as práticas inadequadas para controle das queimadas prejudicam a

estimativa do impacto do fogo sobre o ambiente, comprometendo significativamente o planejamento do controle, bem como para o dimensionamento dos efeitos produzidos pelo fogo sobre o ambiente (BATISTA, 2004).

Considerando a escassez e urgência de estudos nessa temática, trabalhos como o de Piromal et al. (2008) utilizaram o processamento de dados provenientes de técnicas de sensoriamento remoto para localizar e discriminar áreas de queimadas na Amazônia no ano de 2004, classificando os solos expostos em grandes dimensões. Além disso, autores como Cochrane e Schulze (1999), concluíram também, que uso do fogo altera a estrutura ecológica da floresta, reduzindo a cobertura do dossel, a biomassa viva acima do solo e a densidades de indivíduos adultos vivos.

Nesse sentido, utilizaremos as ferramentas disponíveis do sensoriamento remoto para o monitoramento dos impactos da pressão antrópica sob a cobertura florestal na área de estudo, bem como para entender como a biodiversidade responde a tais problemas.

2.3 Perda de Florestas Primárias e Biodiversidade

As florestas primárias possuem diversas características marcantes. Elas consistem em ambientes pouco ou nada perturbados pelos usos da terra, são consequência de diversos processos ecológicos e evolutivos, dominadas em grande parte por um dossel contínuo e possuem água e solo livres de poluição (Kormos et al., 2018). A manutenção dessas florestas proporciona inúmeros serviços ambientais, como a ciclagem da água, o armazenamento do carbono e a preservação da biodiversidade (Fearnside, 2006). Além disso, elas consistem em meios de subsistência para comunidades locais.

Entretanto, apesar de toda a importância desse ecossistema, estima-se que apenas 32% das florestas do mundo sejam primárias e que 35% desses ambientes foi perdido para fins agrícolas (Kormos et al., 2018). Contudo, Gibson et al. (2011) enfatizam que os humanos passaram a dominar esses ecossistemas não somente para atividades agrícolas, como também para a produção madeireira, impactando negativamente a biodiversidade, sobretudo nas florestas tropicais. É fato que há uma diminuição no número de espécies vegetais após a exploração madeireira (Bawa & Seidler, 1998). Para Gross (2016), o desmatamento é um problema global que gera graves consequências para os serviços ecossistêmicos e altera o habitat de diversas espécies, reduzindo a diversidade biológica.

A diminuição da biodiversidade nas florestas primárias tem sido motivo de preocupação para muitos pesquisadores (Morales-Hidalgo et al., 2015). Fearnside (2006)

destaca que devido a essa diminuição, apesar do elevado número de espécies na Amazônia Brasileira, muitas não são conhecidas. Além disso, muitas delas podem desaparecer antes mesmo de serem quantificadas. Segundo Gross (2016), é provável que a diminuição da biodiversidade arbórea seja proporcional à redução da produtividade dos ecossistemas florestais. Ele enfatiza que uma comunidade vegetal mais diversificada está mais apta a utilizar melhor os recursos ambientais, a suportar pragas e a tolerar variações, especialmente na região Amazônica. Para Morales-Hidalgo et al. (2015), as florestas primárias têm importância ímpar para a conservação da biodiversidade geral.

Nos trópicos, a biodiversidade da floresta primária tem sido continuamente substituída por florestas secundárias e por plantações florestais (Barlow et al., 2007). Devido a essa situação, múltiplos acordos e processos multilaterais têm surgido com a finalidade de preservar a biodiversidade florestal, como a Convention on Biodiversity's Aichi Targets and the Millennium Development Goals (Morales-Hidalgo et al., 2015). Kormos et al. (2018) enfatizam que devem ser priorizadas políticas florestais em prol da conservação das florestas primárias que ainda não foram dizimadas do planeta. Morales-Hidalgo et al. (2015), entretanto, ressaltam que a conservação da biodiversidade e da cobertura florestal são metas bastante desafiadoras.

Estudar a biodiversidade a partir de uma escala macro, através de imagens de satélite, até uma escala local, permite verificar o quão fragmentada é uma área, e como ela se conecta com as áreas adjacentes. Assim, o contexto espacial bem como o contexto temporal, são importantes para a interpretação de forma significativa da estrutura ecológica e da funcionalidade de um determinado ambiente em um determinado momento, levando a compreender melhor as relações entre espécies no ambiente bem como as interferências que este sofre.

Por isso, os estudos da biodiversidade devem exacerbar somente os intuitos preservacionistas, mas atender às demandas do maior número de atores interessados e/ou beneficiados por esta, perpassando pela comunidade científica, representantes do Governo, de ONGs ambientalistas, povos tradicionais, dos setores florestal, energético e agrícola, mas também, e principalmente, para a sociedade que desconhece a incrível riqueza presente no planeta. De outra forma, segundo Magnusson et al. (2013), a biodiversidade permanecerá o que é hoje: um grito por apoio para a inteligência conservacionista e um terrível impedimento para o desenvolvimento social e econômico para os políticos.

CAPÍTULO 1



3 CAPÍTULO I - Caracterização do meio físico de uma região de planícies inundáveis da Amazônia Maranhense

Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – XVIII SBSR. 2017. ISBN 978-85-17-00088-1

Abstract. The lack of information about the environments found in the flood plains of Amazon part in Maranhão motivated this study, which goal was to carry out a diagnosis of the physical environment through the characterization of the geodiversity of that area, with the help of tools available remote sensing.

The study area was Pinheiro town, MA and the characterization of the physical environment was carried out from the cartographic representation of geodiversity in a Geographic Information System, that used pre-existing thematic data acquired on a national basis belonging to the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE), Geological Survey of Brazil (CPRM) and the Project Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). Four geological and environmental units were identified, proving to be a great geodiversity area where the environment of recent alluvial plains is the most relevant in the context of wetlands, once this region is one of eleven Sítios Ramsar of the country - Convention on Wetlands of International Importance. Products obtained in the present study on geodiversity include geology and geomorphology maps, geomorphology, soils, terrain and elevation, which are important tools to support research about the biotic and abiotic environment, as well as the understanding of the physical environment behavior, in view of the human occupation in the region, and environmental planning and management of it.

Palavras-chave: Geodiversity, Remote sensing, Environmental Diagnosis, Geodiversidade, Sensoriamento Remoto, Diagnóstico Ambiental.

1. Introdução

Ainda são escassas as informações acerca dos ambientes presentes na região das planícies inundáveis da Amazônia Maranhense, mesmo sendo esta, uma região considerada de interesse internacional em função de suas áreas úmidas, como lagoas, lagunas, brejos, estuários, mangues, meandros de rios e manguezais, onde encontra-se alguns dos ambientes de maior diversidade biológica do planeta (FARIAS FILHO, 2012). É um dos vinte Sítios Ramsar do país (Convenção Relativa às Áreas Úmidas de Importância Internacional – ONU).

Apesar de sua reconhecida importância ecológica, esta região também conhecida como Baixada Maranhense sofre grande impacto ambiental devido ao crescimento populacional, à criação bubalina, ao cultivo de arroz nas áreas dos lagos, à pesca predatória, à privatização de áreas de preservação, além dos intensos conflitos socioeconômicos. Pressões antrópicas, como barragens, tapagens e queimadas, têm provocado graves alterações na estrutura e dinâmica dos ecossistemas, principalmente nas bacias dos rios Pericumã, Mearim e

Pindaré (BERNARDI, 2005). Entre 2008 e 2012 a Área de Proteção Ambiental - APA da Baixada Maranhense esteve entre as três unidades de conservação estaduais que mais apresentaram focos de queimadas no estado, com 2034 focos em cinco anos (GERUDE, 2013).

Os impactos destas interferências antrópicas na reconfiguração da paisagem permanecem desconhecidos, bem como ainda é desconhecida a extensão e distribuição espacial dos diferentes tipos de ambiente presentes na Baixada Maranhense.

Uma forma eficiente de realizar um diagnóstico do meio físico de uma área, se dá partir do conhecimento da sua geodiversidade, para que se possa identificar os recursos minerais, os riscos geológicos e as paisagens naturais inerentes a uma dada região composta por tipos específicos de rochas, relevo, solos e clima, sendo possível reconhecer, de maneira mais assertiva, as aptidões e restrições de uso dessa uma área, assim como os impactos advindos de seu uso inadequado (BANDEIRA, 2013; SILVA, 2008; GRAY, 2004).

Portanto, considerando os impactos antrópicos e a fragilidade dos ecossistemas das planícies inundáveis da Amazônia Maranhense, e com o auxílio das ferramentas disponíveis do sensoriamento remoto, essa pesquisa teve o objetivo de verificar a configuração do ambiente físico de uma região da Baixada Maranhense. Foi realizada a caracterização da geodiversidade da referida área, a fim de que se possa gerar a base de dados para uma análise ecossistêmica integrada que leve a compreender os impactos das ações antrópicas na região.

2. Metodologia de Trabalho

2.1 Área de Estudo

O presente estudo foi realizado na área do município de Pinheiro, município pólo da Baixada Maranhense (Figura 1), região situada na Amazônia Legal maranhense, a qual representa o maior conjunto de bacias lacustres do nordeste do Brasil. O município possui uma área de 1.552,95 km², entre as latitudes 02°31'17'' S e longitudes 45°06'57''W e dista 84km em linha reta da capital do estado. Do território municipal, 98,7% está inserido na APA da Baixada Maranhense, o que corresponde a 1.532,67 km². O município de Pinheiro está assentado predominantemente na bacia do rio Pericumã, e sua sede localiza-se nas proximidades da foz desse corpo hídrico, o que é um fator de exposição dos recursos nesta área (água, solos, matas ciliares etc.) à potenciais impactos ambientais.

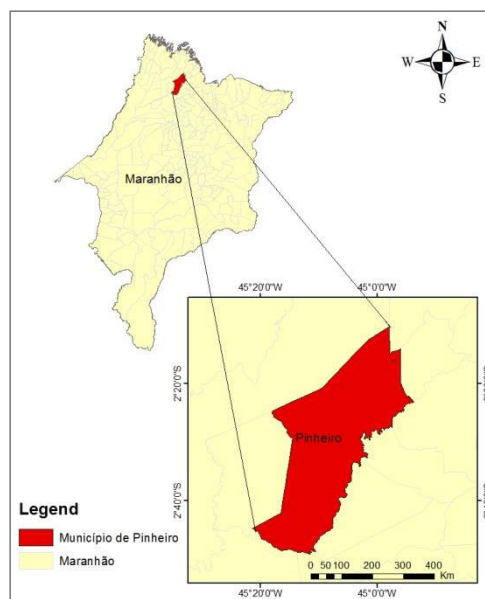


Figura 1 – Área de Estudo

2.2 Caracterização do ambiente físico da região

Os dados temáticos pré-existentes foram adquiridos em bases nacionais pertencentes ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Serviço Geológico do Brasil (CPRM) e Projeto Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) e estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Descrição dos dados utilizados.

Atributo	Escala Cartográfica	Resolução Espacial	Fonte
Geologia	1:250.000	-	IBGE (2012)
Geomorfologia	1:750.000		CPRM (2012)
Solos	1:5.000.000		IBGE (2001)
	1:750.000		CPRM (2012)
Relevo	1:750.000		CPRM (2012)
Elevação (Raster Size)	1 degree lites	30m	Satélite SRTM
Geodiversidade	1:750.000		CPRM (2012)

2.3 Fluxograma Metodológico

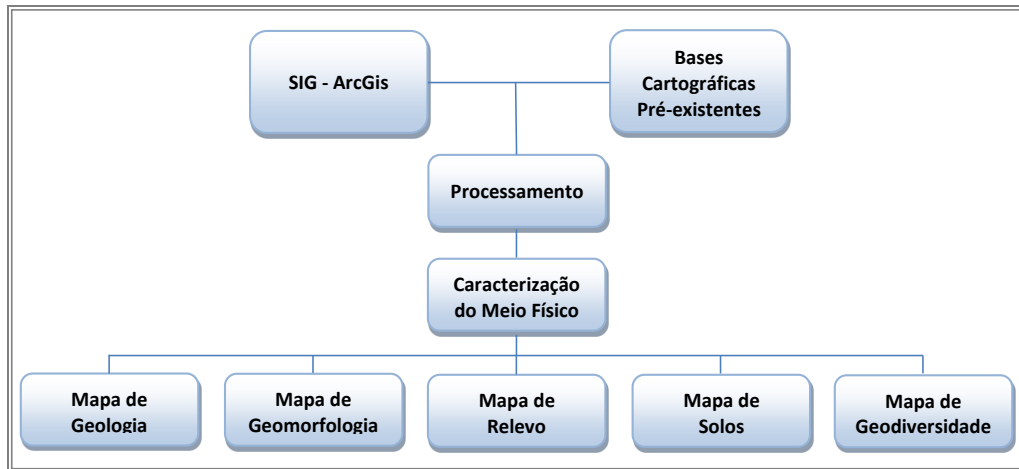


Figura 2 - Fluxograma Metodológico da Caracterização do Ambiente Físico

3. Resultados e Discussão

3.1 Atributos do meio ambiente físico

O município de Pinheiro está localizado na Bacia Sedimentar do Parnaíba, a qual teve uma pequena parte de seus litótipos depositada na era paleozoica (a exemplo dos grupos Serra Grande, Canindé e Balsas), outra parte na era mesozoica (formações Mosquito, Pastos Bons, Corda, Grajaú, Codó, Itapecuru, Ipixuna) e o restante na era cenozoica até os dias atuais (BANDEIRA, 2013). Na área de estudo foram encontradas 4 formações geológicas: Barreiras, Sedimentos Pós-Barreiras, Depósitos Aluvionares e Formação Itapecuru (Figura 3a). Em relação às compartimentações geomorfológicas mapeadas na área, observa-se o predomínio da Superfície Bacabal, seguida da Superfície do Rio Gurupi e uma pequena porção de Tabuleiros Costeiros (Figura 3b).

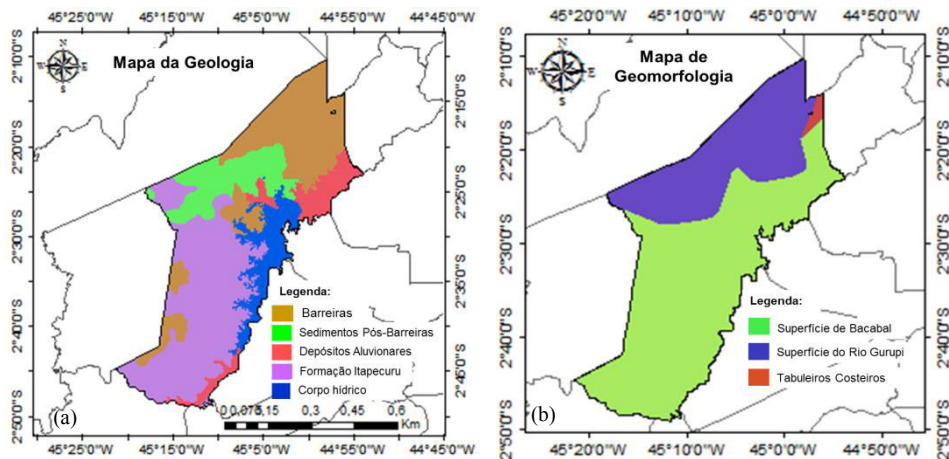


Figura 3 (a) Mapa de Geologia, (b) Mapa de Geomorfologia.

Segundo o Mapa de Solos obtidos a partir da base de dados do IBGE datados de 2001 (Figura 4a), na área de estudo são encontrados Gleissolo tiomórfico órtico, Latossolo amarelo distrófico e Plintossolo háptico distrófico. Porém, a partir da base de dados do CPRM de 2013 (Figura 4b), sugere-se uma diversidade maior de solos na região, como Plintossolos Argilúvicos distróficos e Argissolos Vermelho-Amarelos distróficos e plínticos, podendo-se encontrar nas amplas várzeas ao redor dos lagos de Pinheiro, solos hidromórficos, tais como Gleissolos Hápticos eutróficos, Gleissolos solódicos e vérticos e Gleissolos Tiomórficos e Salinos (BANDEIRA, 2013).

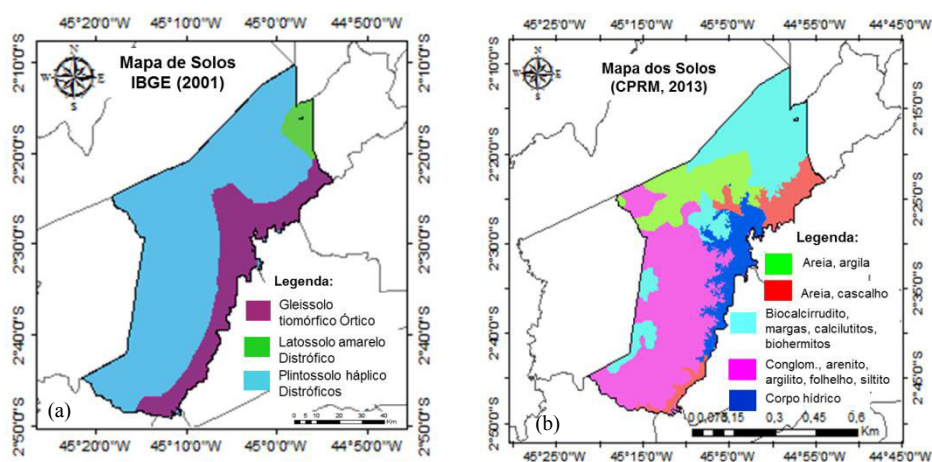


Figura 4 (a) Mapa de Solos - base de dados do IBGE (2001),
(b) Mapa de Solos - base de dados do CPRM (2013).

Os tipos de relevo observados na (Figura 5) foram: Domínios de colinas amplas e suaves, Planícies fluviais ou flúvio-lacustres, Superfícies aplainadas, retocadas ou degradadas e Tabuleiros. Os padrões de relevo são descritos na Tabela 2.

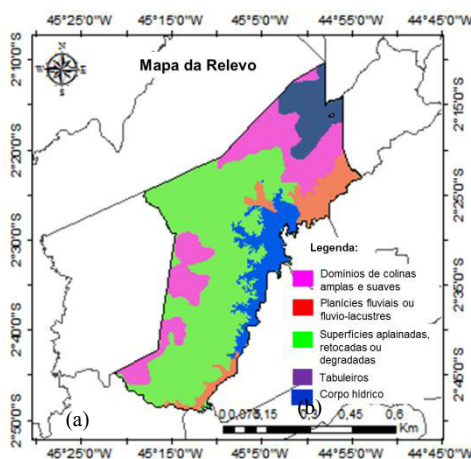


Figura 5- Mapa de Relevo

Tabela 2 – Padrões de relevo das unidades geológico-ambientais da Baixada Maranhense

Padrões de relevo	Declividade (graus)	Amplitude topográfica (m)
Superfícies aplainadas, retocadas ou degradadas	0 a 5	10 a 30
Planícies fluviais ou fluviolacustres	0 a 3	0
Tabuleiros	0 a 3	20 a 50
Domínio de Colinas amplas e suaves	3 a 10	20 a 50

3.2 Geodiversidade

As características pedogeomorfológicas distinguidas através de imagens de satélite e análise da constituição geológica foram os principais diferenciadores para a composição do mapa de Geodiversidade da área de estudo, resultando em 4 tipos de geounidades (figura 6).

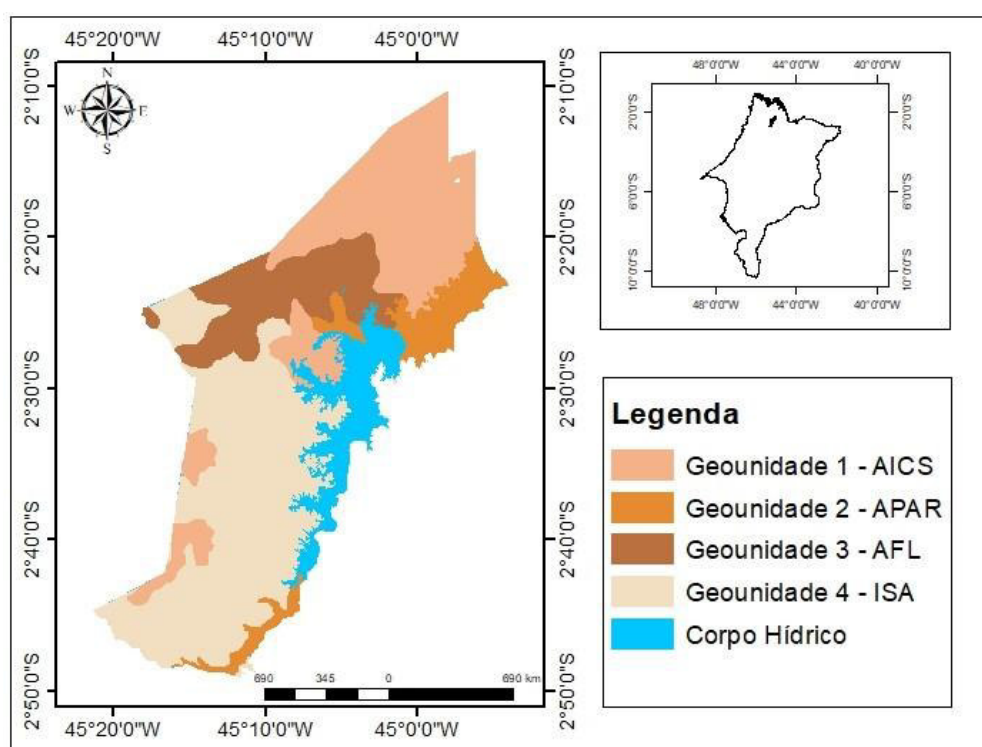


Figura 6 – Mapa de Geodiversidade da área de estudo

Geounidade 1 Alternância irregular entre camadas de sedimentos de composição diversa (arenito, siltito, argilito e cascalho)

Este ambiente é marcado por rochas que fazem parte do domínio da Bacia São Luís e das Coberturas Superficiais que foram depositadas entre 23 e 11 Ma (Mioceno Inferior), a partir da grande elevação do nível do mar, formando as rochas do Grupo Barreiras, constituído por arenitos com inúmeras intercalações de folhelhos de origem fluvial, estuarina e marinha

(ARAI, 2006). Neste ambiente estão assentados em uma parte os Tabuleiros, e em outra os Domínios de colinas amplas e suaves.

Os Tabuleiros Costeiros se caracterizam por formas de relevo tabulares, com extensos topos planos, e predomínio de processos de pedogênese e formação de solos espessos e bem drenados, com baixa suscetibilidade à erosão. A norte do estado, os tabuleiros se encerram na maioria das vezes, de forma abrupta, através de falésias e paleofalésias, com extensas planícies fluviomarinhas e mangues do litoral noroeste do Maranhão. É representada por extensos tabuleiros de baixa amplitude de relevo que variam de 30 a 220 m.

Já os Domínios de colinas amplas e suaves é constituído por relevo de colinas pouco dissecadas, com vertentes convexas e topos amplos, de morfologia tabular ou alongada. Predomínio de processos de pedogênese (formação de solos espessos e bem drenados, em geral, com baixa a moderada suscetibilidade à erosão) (BANDEIRA, 2013).

Aqui encontram-se terrenos, utilizados, na sua grande maioria para atividades agropecuárias, onde desenvolvem-se solos muito profundos, bem drenados, muito friáveis e de baixa fertilidade natural, espessos e lixiviados, com predomínio de Latossolos Amarelos distróficos, podendo ocorrer em algumas áreas solos com problemas de drenagem natural, como Plintossolos Háplicos.

Geounidade 2 - Ambiente de planícies aluvionares recentes – Material inconsolidado e de espessura variável. Da base para o topo é formado por cascalho, areia e argila.

A formação geológica conhecida como Depósitos Aluvionares é constituída por areias e argilas que estão sendo transportadas e depositadas pelos rios e igarapés desde os últimos 10 mil anos (RODRIGUES et al., 1994). Sobre estes, e situada na retroárea do Golfão Maranhense, encontramos uma vasta planície fluviomarinha de topografia extremamente plana e praticamente ajustada ao nível de base geral, a Baixada Maranhense. Geomorfologicamente, o recôncavo da Baixada Maranhense é amplamente circundado por terrenos aplainados da Superfície Sublitorânea de Bacabal.

Na área de estudo, está associado ao relevo de planícies fluviais ou fluviolacustres, o qual pode ser caracterizado por superfícies sub-horizontalizadas, pouco elevadas, acima do nível médio dos rios, riachos/igarapés e córregos, periodicamente inundadas em épocas de cheias (GUERRA, 2006 apud BANDEIRA, 2013). Os terrenos desta área são argilosos e ricos em matéria orgânica, com predomínio de Gleissolos Tiomórficos Órtico (IBGE, 2011a), os

quais estão associados a relevo plano ou quase plano, com boa potencialidade para culturas de ciclo curto ou para aquelas adaptadas ao encharcamento.

Geounidade 3 – Ambiente fluviolacustre – predomínio de sedimentos arenosos, intercalados com camadas argilosas, ocasionalmente com a presença de turfa

Se dá basicamente por areias e argilas com restos orgânicos vegetais, de origem lagunar, interdigitados com cascalhos e areias grossas a finas, relacionados à sedimentação fluvial. Do ponto de vista geológico, associa-se aos depósitos fluviolagunares recentes e antigos denominados pós-Barreiras. Os Depósitos fluviolagunares foram formados entre 12 e 11 mil anos atrás, a partir de um evento transgressivo que ocasionou o afogamento dos baixos cursos dos rios Pindaré, Mearim, Itapecuru e Munim, resultando na deposição de argilas adensadas com areia fina disseminada constituindo o ambiente geomorfológico conhecido como Golfão e Baixada Maranhense (ROSSETTI, 2001; RODRIGUES et al., 1994).

Os depósitos fluviolagunares recentes associam-se ao relevo das planícies fluviomarinhas, caracterizadas por amplitudes, declividades e cotas topográficas muito baixas (0 a 10 m), onde estão instalados grandes lagos, com influência fluvial e pluvial, que podem se estender muito além das margens dos rios (GONÇALVES; CARVALHO, 1996).

Os cursos d'água que drenam essa geounidade são de baixa energia, portanto, depositam mais do que escavam, encontrando-se em acelerado processo de assoreamento (Figura 7a). O manejo inadequado dessas terras está acelerando os processos erosivos e, em consequência, aumentando o aporte de detrito nos leitos dos rios que correm na Baixada Maranhense (BANDEIRA, 2013). De modo geral, os solos desta unidade apresentam muitas limitações à lavoura, devido ao fato de estarem alagados na maior parte do tempo (Figura 7b). No entanto, nos períodos de seca apresentam aptidão para plantações de arroz irrigado, para silvicultura e/ou pastagem natural.

Os terrenos nesta geounidade, em larga escala, encontram-se desmatados e convertidos em pastagens para pecuária extensiva, principalmente a bubalinocultura (Figura 7c), sendo esta considerada atividade causadora de grande impacto ambiental como a compactação do solo, devido ao seu grande peso corporal (podendo pesar até 1.200 kg); menor retenção no volume d'água em lagos e canais de comunicação; redução ou eliminação de fontes de alimentos das espécies animais e de áreas de reprodução e degradação da qualidade da água, afetando assim, a economia da região que tem a pesca como umas das principais atividades de renda (ALMEIDA-FUNO, 2010).

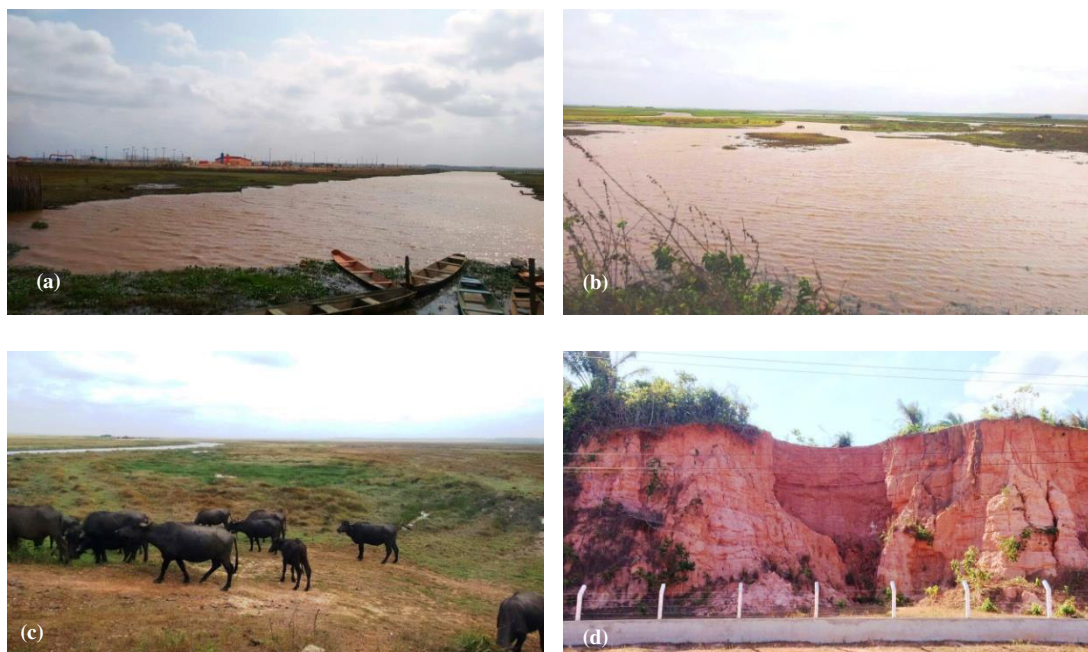


Figura 7 (a) Rio Pericumã no município de Pinheiro; (b) Zonas abaciadas ocupadas por extensas planícies de inundação e formações lacustres; (c) Bubalinocultura extensiva na área de estudo; (d) Morro erodido – Oiteiro do Finca em Pinheiro – MA.

Geounidade 4 - Intercalações de sedimentos arenosos, siltico-argilosos e folhelhos.

O contexto geológico deste ambiente se inicia na era mesozoica, onde ocorreu a deposição de uma sequência de rochas na Bacia Sedimentar do Parnaíba, como as rochas do Grupo Itapecuru. Este ambiente é composto por variados tipos de rochas, como arenitos, argilitos, siltitos, folhelhos intercalados com arenitos. Possui idade variando de 90 a 93 Ma (Cretáceo Superior) (GONÇALVES; CARVALHO, 1996).

O relevo é composto predominantemente por Superfícies aplainadas retocadas ou degradadas. As rochas dessa unidade encontram-se intensamente alteradas por processos de laterização, com desenvolvimento de espessos perfis de solos contendo horizontes compostos por concreções ferruginosas, assim como presença de argilas como a caulinita. Esses processos são condicionados, principalmente, pelo clima, especificamente a temperatura, e pelo alto índice pluviométrico da região. Exibem baixa a moderada erosividade natural, baixa resistência ao corte e à penetração, boa estabilidade em taludes de corte e moderada capacidade de suporte (KLEIN; SOUSA, 2012).

Os terrenos estão associados a relevos com topos planos a suave ondulados, como superfícies aplainadas, tabuleiros, platôs, planaltos e colinas amplas (Figura 7d). É caracterizado por uma diversidade de solos, como solos rasos e pedregosos (Neossolos Litólicos); solos maldrenados, com presença de plintitas e petroplintitas (Plintossolos), com

baixa a moderada capacidade de reter nutrientes e drenagem interna dificultada pela variação litológica das camadas subjacentes, além de Argissolos, com boa capacidade de reter nutrientes e armazenar água, com aptidão boa a regular para lavouras de ciclo curto e/ou longo.

As descrições pormenorizadas das geounidades são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Atributos utilizados para caracterização da Geodiversidade dos ambientes do município de Pinheiro

Geounidades	Geologia (CPRM)	Geomorfologia (IBGE)	Relevo (CPRM)	Solos (IBGE)	Solos (CPRM)
Intercalações de sedimentos arenosos, siltico-argilosos e folhelhos	Formação Itapecuru	Superfície de Bacabal	Superfícies aplainadas retocadas ou degradadas	Plintossolo háplico distrófico e Gleissolo tiomórfico Órtico	Conglomerado, arenito, arenito arcoseano, argilito, folhelho, siltito
Alternância irregular entre camadas de sedimentos de composição diversa (arenito, siltito, argilito e cascalho)	Formação Barreiras	Tabuleiros Costeiros	Tabuleiros e Domínios de colinas amplas e suaves	Latossolo amarelo distrófico e Plintossolo háplico distrófico	Biocalcitrudito, Margas, Calcilitos e Biohermitos
Ambiente fluviolacustre – predomínio de sedimentos arenosos, intercalados com camadas argilosas, ocasionalmente com a presença de turfa.	Sedimentos Pós-Barreiras	Superfície do Rio Gurupi	Superfícies aplainadas retocadas ou degradadas	Plintossolo háplico distrófico	Areia, Argila
Ambiente de planícies aluvionares recentes – Material inconsolidado e de espessura variável. Da base para o topo é formado por cascalho, areia e argila.	Depósitos Aluvionares	Superfície de Bacabal	Planícies fluviais ou flúvio-lacustres	Gleissolo tiomórfico Órtico	Areia, Cascalho

4. Conclusões

Os produtos obtidos no presente estudo sobre a geodiversidade de uma região de planícies inundáveis da Amazônia Maranhense, incluindo detalhes sobre a geologia, geomorfologia, solos, e relevo, são importantes para subsidiar o entendimento sobre o comportamento deste meio físico em face a ocupação antrópica na região, bem como o planejamento e gestão ambiental urbana.

Os resultados do estudo apontam as seguintes conclusões: (i) a área de estudo, município de Pinheiro, apresenta grande geodiversidade caracterizada em quatro tipos de geounidades; (ii) a diversidade geológico-ambiental implica em diferenças acentuadas de rochas, solo e relevo associados, onde os ambientes variam de morros com alto nível de erosão até zonas abaciadas ocupadas por extensas planícies de inundação; (iii) as unidades mais relevantes no contexto das zonas úmidas são as geounidades 2 e 3 (ambiente de planícies aluvionares recentes e ambiente fluviolacustre), devido à configuração do relevo na formação

das planícies fluviais, considerado um dos ambientes mais produtivos e de maior diversidade biológica do planeta; (iv) a despeito da grande fragilidade ambiental desses terrenos, o processo de ocupação humana tem sido apontado com um dos principais vetores de pressão ambiental da região. As geounidades 2 e 3 sofrem interferência direta baseada na pesca tradicional e na pecuária de subsistência (bovinos e bubalinos), enquanto que as geounidades 1 e 4 tem seus impactos causados pela agricultura; (v) o mapa de geodiversidade e os demais produtos deste trabalho tornam-se importantes para subsidiar pesquisas acerca do meio biótico e abiótico, sendo uma base de dados segura para o conhecimento mais aprofundado da Amazônia Maranhense.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA-FUNO, IZABEL CRISTINA DA SILVA, PINHEIRO, CLAUDIO URBANO BITTENCOURT, MONTELES, Josinete Sampaio. **Identification of Environmental Tensors in Aquatic Ecosystems of the Environmental Protection Area Baixada Maranhense**, v. 5, n. 1, p. 74–85, 2010.

ARAI, M.A. **Grande elevação eustática do Mioceno e sua influência na origem do grupo Barreiras**. Geol. USP, Sér. cient., São Paulo, v. 6, n. 2, p. 1-6, out. 2006.

BANDEIRA, Iris Celeste Nascimento. **Geodiversidade do estado do Maranhão**. Organização: Iris Celeste Nascimento. – Teresina : CPRM, 2013.

BERNARDI, Cristina Costa. **Conflitos socioambientais decorrentes da bubalinocultura em territórios pesqueiros artesanais: o caso Olinda Nova do Maranhão**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Católica de Brasília, 2005.

CPRM. **Mapa geodiversidade do Brasil**. Brasília, Escala 1:2.500.000. Legenda expandida. DF: CPRM, 2006.

IBGE. **Geomorfologia**: mapa geomorfológico do estado do Maranhão. Escala 1:400.000. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

IBGE. **Pedologia**: mapa exploratório de solos do estado do Maranhão. Escala 1:400.000. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

FARIAS FILHO, Marcelino Silva (Org.). **O espaço geográfico da Baixada Maranhense**. São Luís: JK Gráfica Editora, 2012.

GERUDE, R. G. **Focos de queimadas em áreas protegidas do Maranhão entre 2008 e 2012**. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, n. 2009, p. 7912–7919, 2013.

GONÇALVES, R.A., CARVALHO, I.S. **Contribuição ao estudo da sedimentação da formação Itapecuru, região de Itapecuru-Mirim, bacia do Parnaíba (Cretáceo inferior), Maranhão, Brasil**. Revista de Geologia, Fortaleza, v. 9, p. 75-81, 1996.

GRAY, M. **Geodiversity**: valuing and conserving abiotic nature. New York: John Wiley & Sons, 2004.

KLEIN, E.L.; SOUSA, C.S. (Orgs.). **Geologia e recursos minerais do estado do Maranhão**: sistema de informação geográfica (SIG). Escala 1:750.000. Belém: CPRM, 2012.

RODRIGUES, T.L.N. et al. (Org.). **São Luís folha SA.23- Z-A, Cururupu folha SA.23-X-C**: estado do Maranhão, escala 1:250.000. Brasília, DF: CPRM, 1994. 185 p. Programa Levantamentos Geológicos Básicos.

ROSSETTI, D.F.; GOES, A.M.; SOUZA, L.S.B. **Estratigrafia da sucessão sedimentar pós-Barreiras (zona Bragantina, Pará) com base em radar de penetração no solo**. Revista brasileira de Geofísica, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 113-130, 2001.

SILVA, C.R.; RAMOS, M.A.B.; PEDREIRA, A.J.; DANTAS, M.E. **Começo de tudo**. In: SILVA, C.R. da (Ed.). Geodiversidade do Brasil: conhecer o passado, para entender o presente e prever o futuro. Rio de Janeiro: CPRM, 2008.

CAPÍTULO 2



4 CAPÍTULO II - Climatic and Anthropic Influence on the Geodiversity of the Maranhão Amazon Floodplain

*Journal of Agricultural Science; Vol. 11, No. 18; 2019. ISSN 1916-9752 E-ISSN 1916-9760.
Published by Canadian Center of Science and Education. doi:10.5539/jas.v11n18p105*

Abstract

The Maranhense Amazon floodplain shelters a Ramsar site established by the United Nations for the protection of wetland biodiversity. Despite its protected ecological status, the impacts from deforestation, burning, the agricultural and livestock industries, are on the rise. Knowledge of the spatial distribution and temporal dynamics of these impacts are important to improve the understanding of how this region is affected. Data on increasing deforestation and hot pixels were used to evaluate the anthropogenic pressure under the geodiversity of the region, relating them to the environmental variables (rainfall, Normalized Difference Vegetation Index and Deforestation annual deforestation rate) measured through the rainfall data and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). In this study, the potential of remote sensing and geographic information system. The time series were used from 2001 to 2016 for all variables. We observed a strong negative and significant correlation between hot pixels and NDVI, while hot pixels increase, the vegetation indexes tend to decrease. In 2006 an abrupt fall in the NDVI occurred due to the marked increase in the deforested area. In 2010, the NDVI reached its highest levels, because the vegetation responded to the highest rainfall observed in the period in 2009. Unit 4 presented the highest pixels number in the period evaluated (2,978 pixels; 55% of the total). There is a significant correlation between NDVI and rainfall.

Keywords: Deforestation, Fires, NDVI, Pinheiro, Ramsar, Remote Sensing

1. Introduction

The loss of natural habitats due to anthropic interference greatly impacts the Amazonian biome. The Maranhense Floodplain region, also known as “Baixada Maranhense” (in Portuguese), located in the Maranhense Amazon, is recognized internationally as one of the 25 Ramsar Sites in Brazil (Convention on Wetlands of International Importance), which host some of the most biologically diverse environments on the planet (Farias Filho 2013). This region also constitutes a State Environmental Protection Area, established by the Decree 11.900 of November 6, 1991.

Even with this recognized ecological status, there are several environmental impacts resulting from anthropic pressures in the region, where deforestation and fires are the most relevant contributors to biodiversity loss. Between 2008 and 2012, this Environmental Protection Area was among the three state conservation units that had the most burnt spots in the state. During this period, 19,048 hot pixels were registered in the state Conservation Units, which corresponded to 19.5% of all the hot pixels identified in this period for Maranhão (Silva et al., 2016).

The changes in the vegetation structure may be directly reflected in the biodiversity loss due to a reduction in the percentage of forest cover, lower habitat heterogeneity, and

consequently a reduction of the communities; thus, irreversibly altering the ecological balance of the biome (Vieira et al., 2005; Muniz, 2006; Cardozo et al., 2014).

Accurate and up to date information on the location and extension of the impacts from deforestation and fire in this region are critical to assessing landscape change and its ecological effects, resulting economic losses, changes in land use and cover and how these impacts interfere with biodiversity loss. Through remote sensing data, it is possible to obtain a wide view on the deforestation in a region, the space-time distribution of burnt fields, as well as the responses of the vegetation to such impacts, being possible to evaluate their interactions and consequences (Piromal et al., 2008).

In complex environments such as the Amazonian Floodplains, the use of the spatial concept of geodiversity favors an integrated understanding of the environment, as it can reveal the mineral resources, geology, and natural landscapes inherent to a specific region composed by specific types of rocks, relief, soils, and climate (Gray, 2004; Silva, 2008). The geodiversity assessment is considered a potentially effective tool to support decision-making processes, management, and conservation of natural areas or regions at both local or supra-regional scales (Serrano and Ruiz-Flaño, 2007).

The ecological importance of this region is the marked presence of floodplains that are submerged during the rainy season (December to June), forming one of the largest lake systems in Brazil. The rivers and lakes formed in the fluvial plains during the rainy season assume great socioeconomic importance as the economic activities of the region are intrinsically linked to these environments (Carvalho Neta et al., 2015).

In this sense, the anthropic activities maintain a close relationship with the flood and drought courses of the lakes, due to the climatic characteristics (hot and humid climate with rainfall range of 2000 mm per year). This climatic characteristic associated with the geomorphological, geological, and pedological characteristics favors the development of fishing, agriculture, and livestock rearing (Farias Filho, 2013).

The lowland agriculture stands out in the Baixada Maranhense for its particularly fertile soils. Furthermore, its products, especially rice, are introduced in the market in periods of low supply (Farias Filho & Ferraz Jr, 2009). The exploitation of lakes, floodplain soils and vegetation occurred irregularly, causing several environmental changes in the region that compromised the balance of fragile ecosystems. Especially since the 1960s, with the construction of the state highway MA 014 and with the significant increase of the population of the region and its consequent urbanization (Carvalho Neta et al., 2015).

The study area presents a warm and humid climate, with two well-defined climatic seasons: the dry season between July and November and the wet season, from December to June (Viegas Carvalho et al., 2011). The vegetation reveals the nature of the transition between the semi-arid climate of the northeast and the humid and sub-humid climates of the north region. The region presents a high phytophysiology diversity with areas of dense and open ombrophilous forest, cerrado, mangroves, and flood fields (Carvalho Neta et al., 2015).

Thus, this work focusses on answering the following questions: 1) Do the burns occur randomly in the floodplains of the Baixada Maranhense, or is there a well-defined space-time pattern? 2) Are the studied areas being affected homogeneously? 3) Is the studied area affected by climate or anthropogenic actions? Therefore, this study aimed to determine the space-time distribution of deforestation and burning and their relation to climatic variables in the different geological-environmental units (Units) of the floodplains of Maranhense Amazon.

2. Method

2.1 Study Area

The municipality of Pinheiro was chosen as the sample unit of the floodplain region of Maranhense Amazon (Figure 1). Pinheiro is part of the Maranhense Northern Mesoregion and the Baixada Maranhense microregion with an area of 1,552.95 km², between 02°31'17" S and 45°06'57" W.

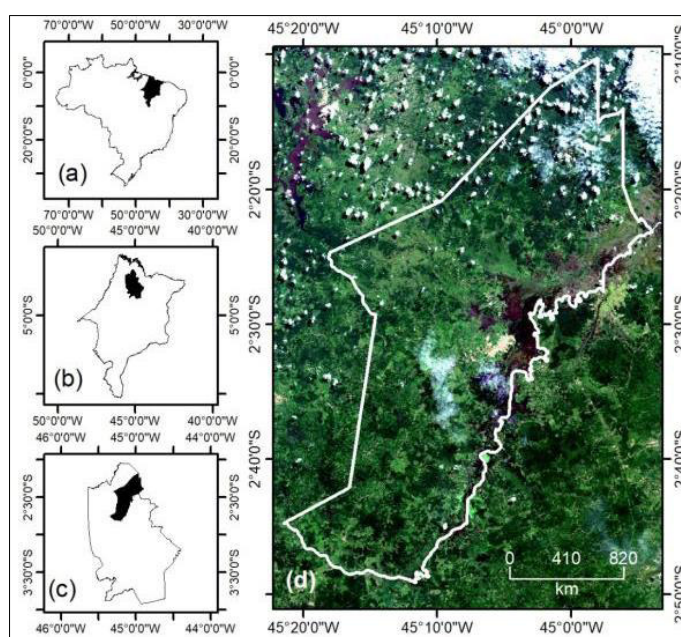


Fig. 1 – Map of the Study Area. (a) Location of the Maranhão state in Brazil. (b) Location of the Environmental Protection Area of Baixada Maranhense in Maranhão state. (c) Location of the Pinheiro municipality in Environmental Protection Area of Baixada Maranhense. (d) Study area with a Landsat natural-color composite (R-Red; G-Green; B-Blue).

Of the municipal territory 98.7% is located in the Environmental Protection Area of Baixada Maranhense, corresponding to 1.532.67 km². It is located predominantly on the Pericumã river basin, which is a factor of exposure of the natural resources to the potential environmental impacts. The geodiversity of Baixada Maranhense presents five Geological-Environmental Units, of which four are found in the municipality of Pinheiro. The study area represents the pedo-geomorphological characteristics found in the microregion well.

2.2 Space-time dynamics of fires under the local geodiversity

To identify the geodiversity of the study area, we used a database from the Brazil Geodiversity Project to generate a multiscale product, facing the land use and planning of mineral, transport, agriculture, tourism and environment sectors. This information was obtained from the Geological Chart from Brazil to the Millionth, and based on the information plans generated from Geology, Structures, of the Digital Terrain Model (Shuttle Radar Topography Mission), of the Geocover 2000 Mosaic and Drainage on scale 1:1,000,000 (GeoBank-CPRM/SGB) (Ramos et al., 2006).

A database was constructed in a SIG environment, inserting shapefile format files corresponding to the territorial limits of the study area (Pinheiro-MA) and the limits of each Geological-Environmental Unit. We used hot pixels (thermal anomalies) as a proxy of fire. The hot pixels monthly data were obtained from the official Fire Database of National Institute for Space Research - INPE from 2001 to 2016.

Then, hot pixel density matrix data for each year of study were generated through the Kernel density estimator algorithm. This indicator is easy to use and interpret and can be used to verify which areas have a higher incidence of hot pixels. Kernel analysis aims to obtain a smoothed estimate of the density of hot pixels per unit of area. This count is weighted by the distance of each event to the reference point within a given radius; a property of relevance for the analysis of the tendency of a spatial stochastic process (Abreu & Souza, 2016).

2.3 Relation between deforestation, fires, rainfall, and NDVI

The deforestation rates were obtained from the PRODES/INPE project that monitors deforestation by shallow cutting in the Legal Amazon. The annual rates were estimated from the deforestation increase identified in each satellite image that covers the Legal Amazon, using

Landsat and Landsat-like satellite imagery with spatial resolution varying between 20 to 30 meters (Table 1).

Table 1. Description of the data used.

Attribute	Satellite/Sensor	Spatial Resolution	SIG	Source
Geodiversity			ArcGIS	CPRM
Hot pixels	Multiple satellites and sensors		ArcGIS	INPE
Deforestation	Landsat and Landsat-like	20 to 30 meters		INPE
NDVI	MOD13A3	250 m	ENVI	
Rainfall				INMET

The rainfall climatological data were obtained from the Zé Doca meteorological station of the National Institute of Meteorology, due to the proximity of the study area. Monthly rainfall records were used from 2001 to 2016. In order to estimate the NDVI, the time series of product MOD13A3 was used from January 2001 to December 2016 (total of 192 time-series) and executed in the ENVI application version 4.5 (ITT VIS, 2008). The NDVI was available every 16 days with a spatial resolution of 250 m (Bayma & Sano, 2015). It was calculated from the normalized ratio between the near-infrared bands and the red band, ranging between -1 and 1 (Equation 1):

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

where: ρ_{NIR} and ρ_{RED} are the bi-directional surface reflectance factors for the near-infrared and red bands, respectively. For the analysis of the relation between deforestation, burning, rainfall, and NDVI, the Spearman correlation coefficient was used because the values of the metrics calculated in the different variables did not present a normal distribution according to the Kolmogorov-Smirnov test. The Spearman correlation coefficient ranged from -1 to 1. The signal indicated the positive or negative direction and the value indicates the strength of the correlation between the variables. For Cohen (1988), values between 0.10 and 0.29 can be considered low; between 0.30 and 0.49 average; and between 0.50 and 1 can be interpreted as high.

4. Results

4.1 Local Geodiversity

The geodiversity maps (defined here as the diversity of geology, geomorphology and soil characteristics) are now considered potentially useful for territorial management, particularly for protected areas. In geodiversity maps (Figure 2), it is possible to identify 5 Units present in Baixada Maranhense, where four of them were found in the study area (Pinheiro municipality).

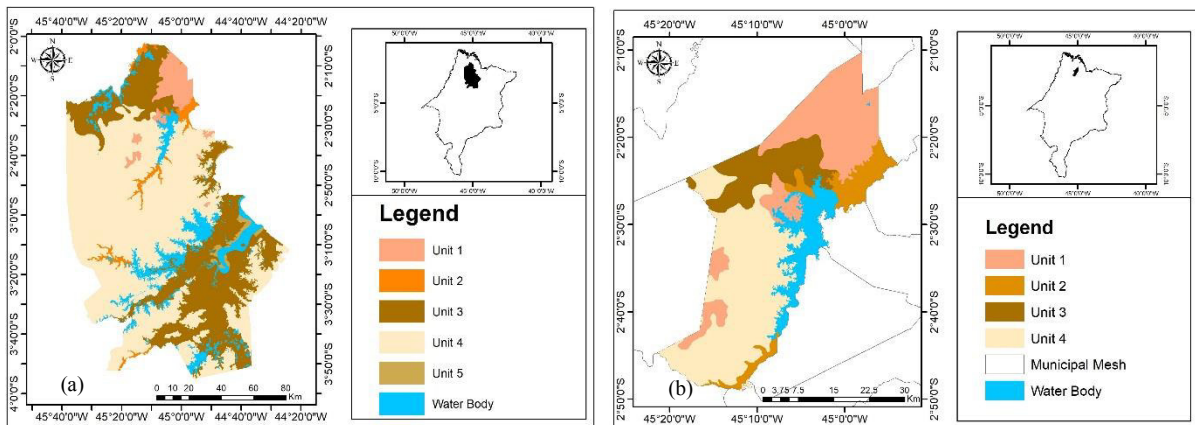


Fig. 2 – (a) Geodiversity Map of Baixada Maranhense and (b) Geodiversity Map of the municipality of Pinheiro-MA

4.2 Space-time dynamics of burnt spots

From the best scale defined by the K function, a density map of the burn distribution was generated by means of the Kernel method, which shows where the occurrence of fires presented a higher density of "hot bed" or "cold bed" density, indicating visually that burn occurrence does not present a completely random pattern in the study area (figure 3).

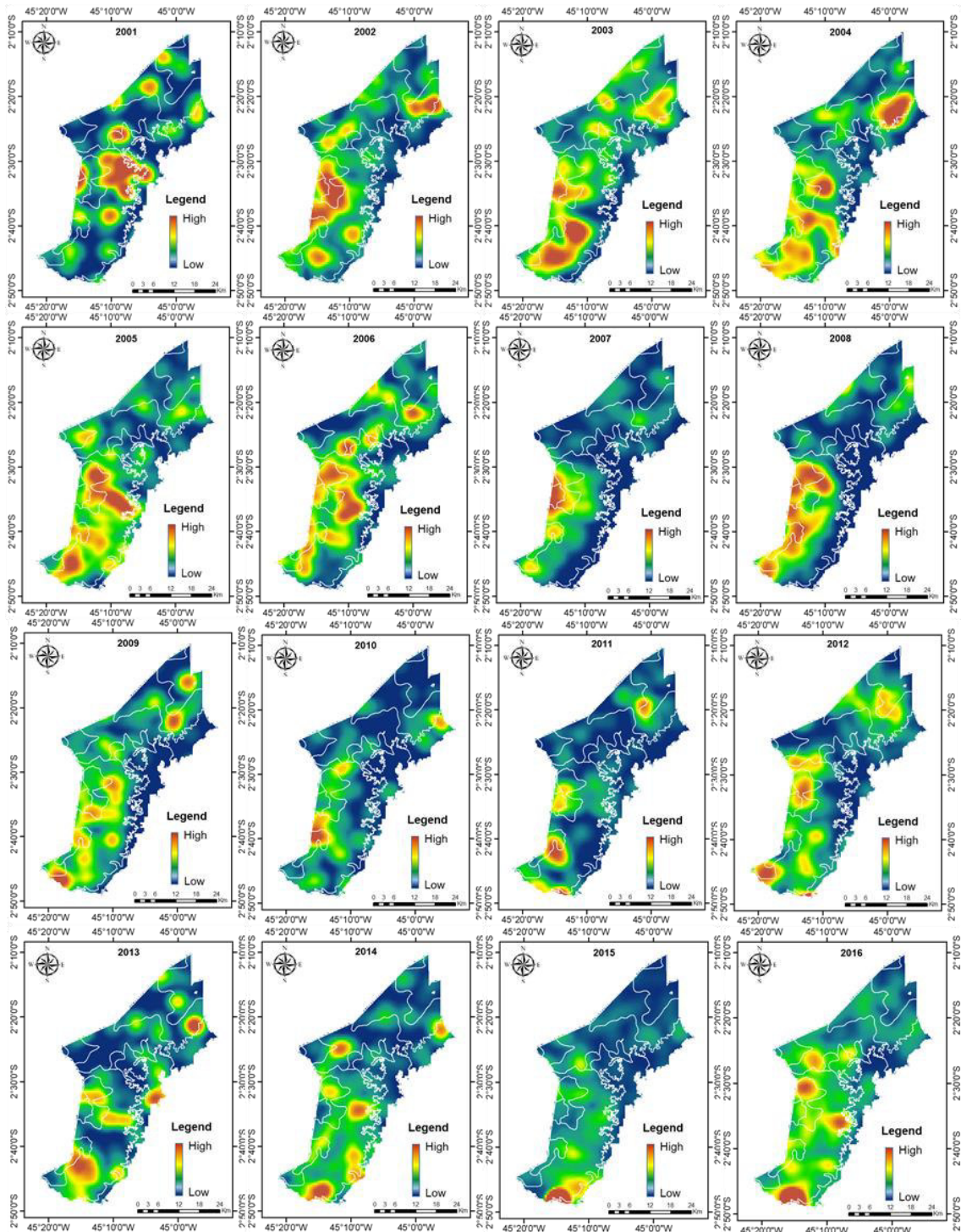


Fig. 3 - Density map of hot pixels in the period from 2001 to 2016. The white lines delimit the Units.

The Kernel map represents the result of the interpolation of the events considered in the analysis (burned areas), where the punctual intensity of occurrence in the floodplain of Amazonia Maranhense is observed. High-density spots in red color were estimated in the eastern part, corresponding to Unit 4. Moderately-dense spots (in orange tones) appear distributed throughout the other geological-environmental units (Units 1, 2 and 3). The low

density classes (yellow spots) were observed only in 2005 and in 2013 in the northern part of the study area corresponding to Unit 1.

The Kernel method allows observing the density of heat sources, not the presence or absence of them in a region. We verified that in the time series studied, the heat sources were distributed in all the Units of the region, but with a concentration in Unit 4, being more evident this occurrence in the years of 2007, 2008 and 2015.

Regarding the number of hot pixels by Unit (Figure 4a), we found that Unit 4 presented the highest number in the period evaluated (2,978 pixels; 55% of the total). Unit 1 concentrated 23% of the burnt spots in the period (1,256 spots). Unit 2 presented 13% of the spots in the evaluated period (715 spots). Unit 3 presented 9% of the values of hot pixels (518 spots).

Although the floodplain environment presented a natural restriction to the fires, spot occurrence was observed in the two Unit (2 and 3) that flooded during part of the year, being 22% of the total (Figure 4a). When comparing the area of each Unit with the average number of spots per thousand hectares (Figure 4b), we verified that Unit 2 had the highest number of spots, although it was the smallest area.

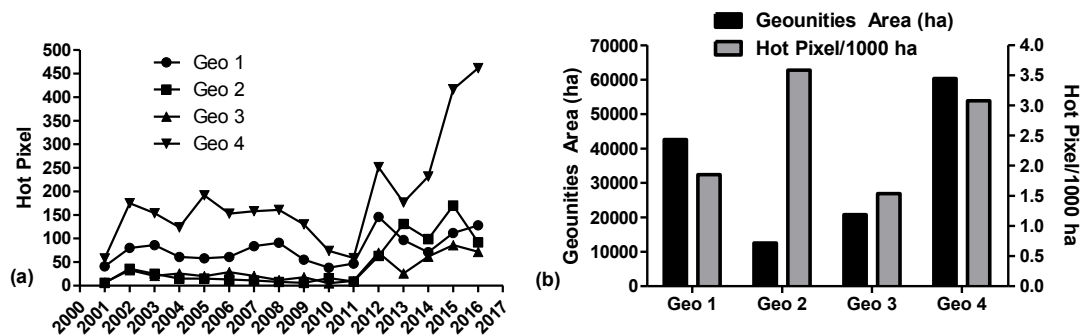


Fig. 4 – Hot pixels by Unit (a) time series of the number of spots by Unit (b) comparison between the area versus the number of hot pixels in each Unit.

3.3 Seasonal variation of rainfall, deforestation, hot pixels and NDVI

The results presented in figure 5 show the seasonal variation of rainfall, deforestation, hot pixels and NDVI in the time series evaluated.

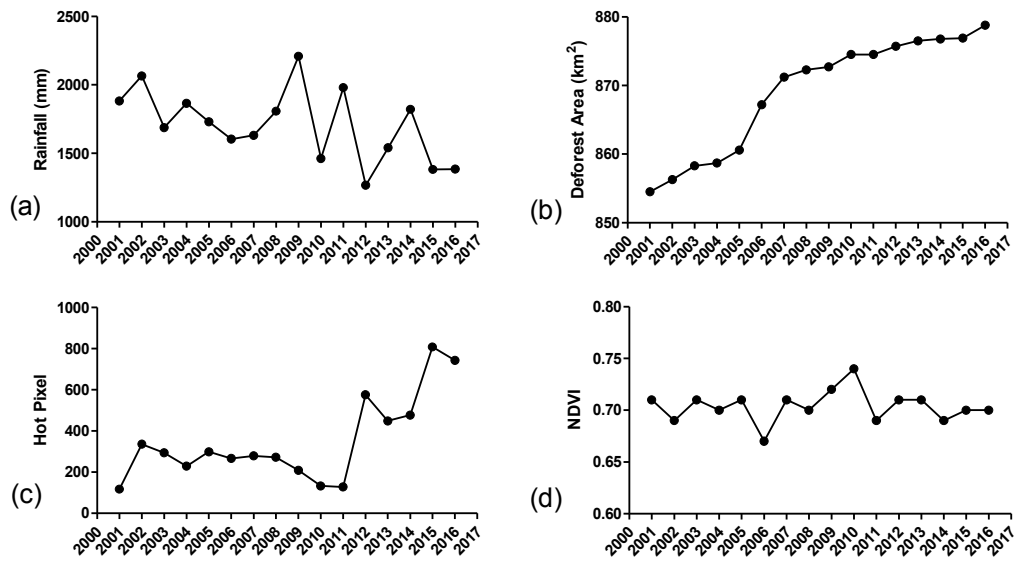


Fig. 5 – Annual time series from 2001 to 2016: (a) average rainfall (mm); (b) deforested area (km²); (c) Number of hot pixels and (d) NDVI.

3.4 Relation between deforestation, fires, rainfall, and NDVI

From the Spearman correlation analysis (Table 2), we verified significant relationships between the spots and the rainfall, spots and NDVI and rainfall and NDVI.

Table 2 – Spearman correlation coefficient values ($p < 0.05$), calculated for number of hot pixels; Rainfall, NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) and Deforestation (annual deforestation rate).

Variables	Hot Pixel	Rainfall	NDVI
Rainfall	-0.58 p=0.02		
NDVI	-0.64 p=0.01	0.53 p=0.04	
Deforestation	0.08 p=0.78	-0.30 p=0.26	-0.43 p=0.09

In relation to the Spearman correlation analysis, we present the analysis of the same variables in Figure 6 (a, b, c, d, e, and f).

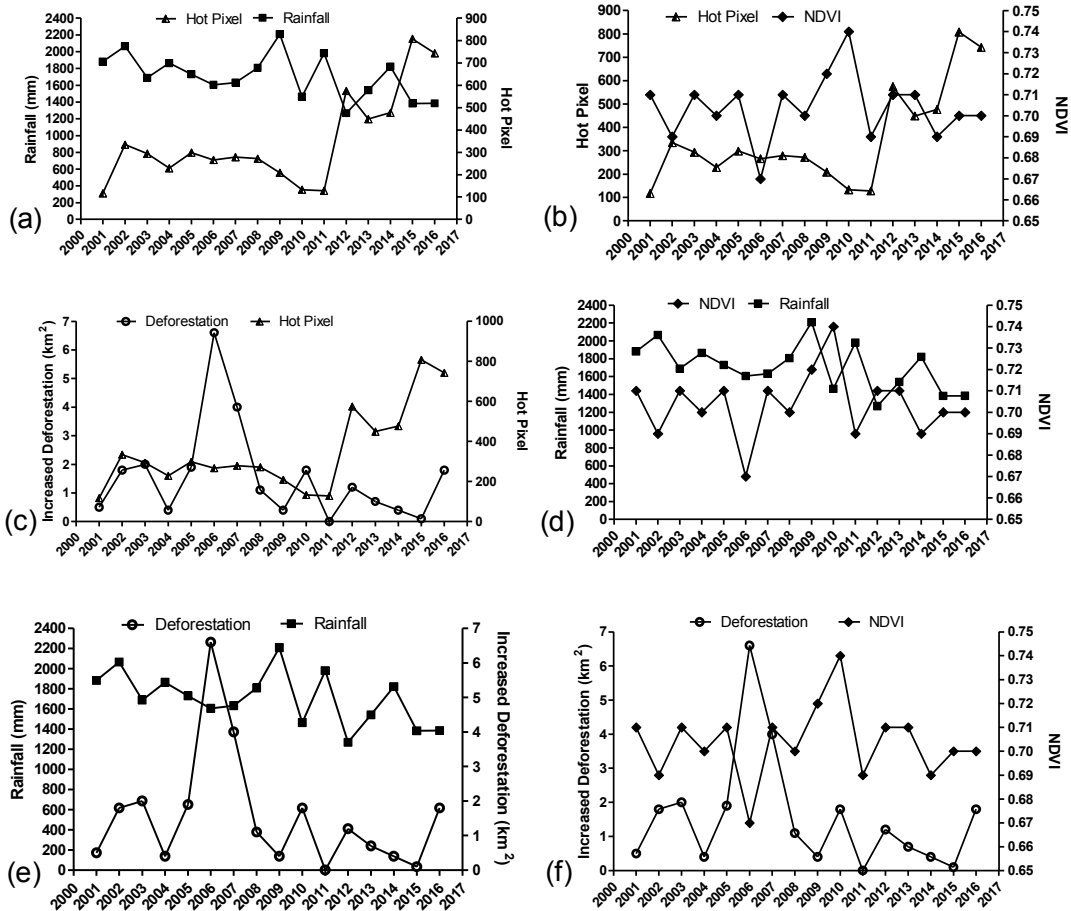


Fig. 6 – Time series of correlations evaluated; (a) rainfall and hot pixels, (b) hot pixels, and NDVI (c) hot pixels and deforestation, (d) rainfall and NDVI, (e) rainfall and deforestation, (f) deforestation and NDVI.

The hot pixels increased significantly during drought periods and decreased during the rainy season (Figure 7a). Rainfall exerted a greater influence on the number of spots from 2012 (Figure 7b).

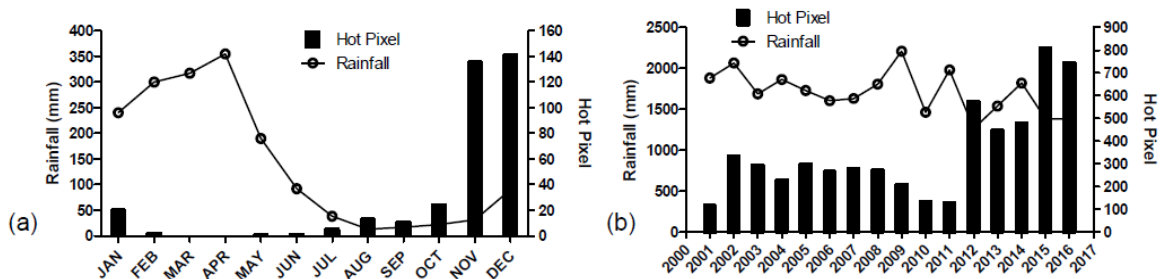


Fig. 7 – (a) annual distribution of burnt spots and rainfall, (b) time series of hot pixels and rainfall.

4. Discussion

The criteria used by the CPRM to establish the domains and the Geological-Environmental Units our Units, sought to group stratigraphic sets of similar behavior regarding use and occupation. The main objective of this compartmentalization was to meet a wide range of uses and users interested in knowing the environmental implications resulting from the geological foundation (Ramos et al., 2006; Serrano & Ruiz-Flaño, 2007; Silva et al., 2013). The pattern of grouped distribution of fires may be related to the use of fire as a management practice and soil use conditions, which favor the occurrence of aggregate and specific regions (Trauernicht & Lucas 2016; Pereira et al. 2013). The spatial distribution of fires will hardly be completely random because their occurrence in specific areas depends on a series of factors related to the type of protection, prevention practices, characteristics of the region and forest management. (Fuentes-Santos et al. 2013; Pereira et al. 2013).

Regarding the number of hot pixels by Unit (Figure 4a), we found that Unit 4 presented the highest number in the period evaluated. It can be justified by the use of burning during land preparation, considering that it was the Unit with the greatest aptitude for agricultural activities where the soils were more fertile, deep, and non-floodable. In the Unit 4, we find that land is used mostly for agricultural activities, where very deep soils are developed, well drained and differentiated from Unit 4 by the low natural fertility and high leaching. Because they are slightly above the average level of rivers, the regions forming Unit 2, their soils were rich in organic matter. Even being flooded part of the period, it was exploited with crops of a short cycle such as the lowland agriculture.

In the Unit 3, there were large lakes, with fluvial and pluvial influence, which could extend far beyond the riverbanks. Here we also found soils that in the dry period presented aptitude for plantations of short cycle, for silviculture and/or natural pasture. In relation to the presence of burnings observed in the Unit that are flooded seasonally, we verified that this is a cultural practice of the region. The lowland agriculture in the Baixada Maranhense was generally developed where arboreal vegetation was non-existent, i.e., in the wetland areas. However, products such as maize and watermelon (consorted with rice) were cultivated in the highest areas, where riparian vegetation was established.

It resulted in deforestation and burning of vegetation (Farias Filho & Ferraz Jr, 2009) and may explain the presence of hot pixels in the floodable Units. This riparian zone had great ecological importance as it was the transition area between aquatic and terrestrial ecosystems. Furthermore, it was characterized by high biodiversity and provided several important

ecosystem services, including water storage and purification and provision of spawning habitats for fish (Garssen et al., 2017).

In this way, we verified that there was a space-time pattern for the hot pixels and that the Units were affected in different ways. Throughout the time-series, it was observed that the areas with the highest soil and relief conditions suitable for agriculture presented a greater number of spots (Units 1 and 4). However, floodable Units 2 and 3 were the most vulnerable to anthropic impacts, as they presented the highest number of spots per hectare. Furthermore, it compromised the riparian vegetation, resulting in network consequences for the local ecosystem.

The annual rainfall presented a decreasing trend, reaching the maximum in 2009 with 2.209 mm and the minimum in 2012 with 1.268 mm (Figure 5a). Silva Junior et al. (2016), observed three years of significant rainfall anomaly in the Baixada Maranhense region during 2010, 2012 and 2013 and reported that the 2010 drought affected this area of study. Silva et. al (2016) verified that a change occurred in the hydrological cycle in the last ten years, with the reduction of rainfall during the dry period (Silva et al. 2016).

During the period evaluated, we observed that the rate of deforestation was increasing until 24.7 km² in the period, with the largest increases occurring in 2006 and 2007 (6.6 and 4.1 km², respectively) (Figure 5b). Regarding the hot pixels, 5.467 spots were detected in the period, with the highest number of spots occurring in 2012, 2015 and 2016, with 575. 808 and 743 spots, respectively (Figure 5c).

Data from satellites such as the Vegetation Indexes, provide the representation of vegetation strength, as well as allow the phenological monitoring favoring the understanding of vegetation response to environmental and anthropic pressures. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) is one of the most widely used remote sensing tool used for vegetation monitoring. In 2006 an abrupt fall in the NDVI occurred due to the marked increase in the deforested area (Figure 5d). In 2010, the NDVI reached its highest levels, probably because the vegetation responded to the highest rainfall observed in the period in 2009 (2.209 mm).

No significant relationships were observed between deforestation and spots, deforestation and rainfall, and deforestation and NDVI. This may be due to the increase in deforestation that occurred in 2006 and 2007. Nevertheless, it may indicate synergy between them. Therefore, a moderate correlation in events with many variables should be considered.

In this study, an inverse and significant correlation was observed between hot pixel and rainfall (Table 2). Regarding the annual average data (Figure 6 a) we observed that there was

no modulated behavior between rainfall and hot pixels until the year 2012. This inverse correlation becomes more evident in 2012, when an increase in the number of hot pixel was noticed in years with smaller rainfall values, and vice versa. To complement this analysis, we found it necessary to evaluate this relation with the dry and rainy periods (Figure 7a and 7b).

This analysis showed that the rainfall may interfere, but it was not what determined the number of spots in the region. Mainly from 2012, there was an increase in burning that could not be justified by this climate change. It demonstrated that the relation between hot pixels and rainfall was more qualitative than quantitative. It means that the presence of burn was more related to the season (dry or rainy) but the spot quantity may be more related to anthropic factors.

The presence of hot pixels was strongly associated with the land use. This practice was used to manage pasture and to prepare the soil for agriculture, mainly for short-cycle food crops (Muniz, 2006). Silva Junior et al. (2016) observed in the Baixada Maranhense that the main hot pixels originated from the preparation of the land for the so-called "roça de toco" by small rural producers. It consists on an ancient agricultural technique, passed through generations, that uses burning as a technique of cleaning and preparing the soil for planting.

We observed a strong negative and significant correlation between hot pixels and NDVI (Table 2). Furthermore, they showed an inverse proportional relation where, hot pixels increase, the vegetation indexes tend to decrease (Figure 6b). NDVI is an appropriate index for the study of vegetation, ideal for estimating quantity, quality, and humidity, as well as monitoring these characteristics over time. The index presents good results in the identification of burnt areas (Coutinho et al., 2016). In this study, NDVI values increased in function of the amount of plant material preserved. The highest indexes were observed in years with few hot pixels. This was a quantitative analysis, but the NDVI was already efficient in the identification of scars, even under different levels of vegetation regeneration. The NDVI Data were useful for the verification of recent and old burnt areas (Borini et al., 2015).

There is broad evidence of a relationship between burning and deforestation within the context of land use change and land cover in the Amazon. Nevertheless, there are few studies on spatial distribution and association between these events. We verified that the correlation is practically non-existent between deforestation and hot pixels (Table 2). However, some correlations may be masked by events that conform to the pattern of the rest of the series. This is the case of deforestation that had the highest increase between 2006 and 2007, and the hot pixels presented the highest numbers in 2015 and 2016.

We observed that there is no pattern of association between deforestation and burning in the analyzed period (Figure 6c), where there was a greater increase in deforestation (2006 and 2007) but there was no significant increase in hot pixels. Similarly, in the years in which the greatest hot pixels occurred (2015 and 2016), there was no significant increase in deforestation. Therefore, it demonstrated that this association may be more related to old deforested areas, since secondary vegetation is more susceptible to forest fires than primary forest.

According to Lima et al. (2012), there is a correlation between deforestation and burning, in both recently deforested areas and areas deforested several years ago. Nevertheless, much of the burning process is related to recent deforestation events for the conversion of mature forest to agricultural land. The association between burning and old deforested areas is based on two hypotheses: a) the use of burning for the renovation of existing pasture areas (for weed removal and remineralization of dead biomass) and/or b) the removal of regenerating vegetation to new crops or pastures (Aragão & Shimabukuro, 2010). All these situations emphasize the influence of anthropogenic factors in the process and confirm these hypotheses for our area of study.

There is a significant correlation between NDVI and rainfall (table 2). It was possible to observe a climatic modulation on the vegetation, except in the years of 2006 and 2007 (Figure 6d), because non-standard deforestation increase occurred compared to the rest of the time series. This modulation may have occurred because climatic seasonality, particularly rainfall, influences vegetation seasonality when the annual vegetation growth cycle (identified according to vegetation phenology parameters) is directly related to annual climate seasonality (Bustamante et al., 2012).

In this study, we did not find a significant correlation between deforestation and rainfall because we did not have access to monthly deforestation data, which could demarcate this correlation with the dry and rainy season. Here, an annual series of both variables were used, and it was not possible to observe an association between them (Figure 6e). However, Aragão et al. (2008) verified the relationship between rainfall, deforestation and hot pixels in Amazon. They demonstrate that deforestation reaches its highest annual values approximately three months after the rainy season peak. In this case, there is prognostic action in relation to the dry season peak, allowing time for the fallen wood to dry until the driest month. Then, during the dry season peak (minimum rainfall values), farmers set fire to the dry material on the ground and the hot pixel values reach their maximum.

On broader scales, another relation between rainfall and deforestation were observed. The withdrawal of the forest on a large scale added to the smoke from the fires could promote a reduction in the rainfall over these areas. This chain of events generates a positive feedback loop that increases the vulnerability of the Amazon to climate change (Aragão et al. 2008).

We observed the antagonistic behavior between the deforestation increase and the monthly NDVI average, especially in 2006, when there was an abrupt fall in the NDVI and a marked increase in the deforested area increase (Figure 6f). The development of vegetation indexes, to explore the spectral properties of the vegetation, allowed the inference of biophysical parameters referred to the vegetation of extensive areas of the Earth surface, as well as their responses to the action of geophysical phenomena and to the anthropic influence. Through the NDVI and EVI (Enhanced Vegetation Index) time series, it is possible to show if the changes occurred due to the climatic seasonality caused by the change in the rainfall regime or due to changes in land use such as deforestation and/or burning (Bayma & Sano, 2015). Therefore, vegetation indexes (EVI and NDVI) are increasingly being used as a large-scale monitoring tool for the changes that have occurred in several ecosystems. Furthermore, they are of great value for the fast detection of recent deforestation due to their high spatial resolution (250 meters), time (1-2 days) and wide range of imaging (2330 km) (Bayma & Sano 2015).

The results obtained in this study allow better knowledge of the geodiversity of the Maranhense Amazon floodplain, the anthropic impacts, and their relationship with the environmental variables. The framing of the concept of geodiversity in this context is of special interest because it reflects the understanding of natural diversity and links the concept to the development of policies for conservation and management of protected natural areas.

From the methods used, it was possible to identify the most critical regions, that is, with a higher density of burn occurrence, besides distinguishing the most susceptible and vulnerable Units from the study area. Therefore, it is possible to direct the policies of prevention and combat to forest fires in these specific areas. We verified that there is a space-time pattern for hot pixels and those Units were affected in different ways. Areas with an aptitude for agriculture, presented a greater number of spots (Units 1 and 4). However, floodplain Unit (2 and 3) can be considered more vulnerable to anthropic impacts, by presenting the highest number of spots per hectare, as well as compromising riparian vegetation, bringing net consequences for the local ecosystem.

From the correlations between the environmental and anthropic variables, we verified that rainfall can influence the presence of hot pixels (especially during the drought period). However, spot quantity can be more related to anthropic factors due to the cutting and burning

practice for land management. We did not find significant correlations between rainfall and deforestation because we did not have access to monthly deforestation data.

As for NDVI, the highest vegetation indexes were observed in years with few hot pixels. Inversely, in years with the highest rates of deforestation, we found the lowest NDVI. This shows that burning and deforestation directly affect the quantity of vegetation and consequently the forest's environmental diversity. These results show that burning and deforestation are more associated with anthropic factors than to environmental factors within the context of land use change and land cover in Amazon. These anthropic actions imply network consequences with interactions as complex as those governing the biotic and abiotic environments, where the impacts trigger more impacts on a web of variables with spatial and temporal succession.

Thus, strategies to reduce and control deforestation should include appreciation of the forest for the maintenance of biodiversity, as well as monitoring and inspection policies for the prevention of irregular deforestation and burning practices.

REFERENCES

- Abreu, F. A., Souza, J. D. S. A. (2016). Dinâmica espaço-temporal de focos de calor em duas terras indígenas do Estado de Mato Grosso: uma abordagem geoespacial sobre a dinâmica do uso do fogo por Xavantes e Bororos. *Floresta e Ambiente*, 23, 1-10. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.041813>
- Aragão, L. E. O., Malhi, Y., Barbier, N., Lima, A., Shimabukuro, Y., Anderson, L., Saatchi, S. (2008). Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363, 1779-1785. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0026>
- Aragão, L. E., Shimabukuro, Y. E. (2010). The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. *Science*, 328, 1275-1278. <https://doi.org/10.1126/science.1186925>
- Bayma, A. P., Sano, E. E. (2015). Time series of vegetation indices (NDVI and EVI) from MODIS for detecting deforestation in the Cerrado biome. *Boletim de Ciências Geodésicas*, 21, 797-813. <https://doi.org/10.1590/s1982-21702015000400047>
- Borini, D. A., Pérez-Cabello, F., Rodrigues, M. (2015, May). *Land-use and land-cover dynamics monitored by NDVI multitemporal analysis in a selected southern Amazonian area (Brazil) for the last three decades*. Paper presented at the 36th International Symposium on Remote Sensing of Environment, Berlin, G. Abstract retrieved from <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-329-2015>
- Bustamante, J. A., Alvalá, R., Von Randow, C. (2012). *Seasonal variability of vegetation and its relationship to rainfall and fire in the Brazilian tropical savanna*. Paper presented at the 36th International Symposium on Remote Sensing of Environment, Berlin, G. Abstract retrieved from <https://doi.org/10.5772/35287>

- Cardozo, F. D. S., Pereira, G., Shimabukuro, Y. E., Moraes, E. C. (2014). Analysis and Assessment of the Spatial and Temporal Distribution of Burned Areas in the Amazon Forest. *Remote Sens.* 6, 8002-8025. <https://doi.org/10.3390/rs6098002>
- Carvalho Neta, R. N. F., Dantas, J. G., Sousa, D. B. P., Andrade, T. S. O. M., Farias Filho, M. S. (2015). *Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense: Desafios Atuais e Futuros para a Gestão dos Recursos Aquáticos*. (Unpublished dissertation). Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, Brazil.
- Cohen, J. (1988). *Statistical power analysis for the behavioural sciences*. New York, New York.
- Coutinho, M. A. N., Fernandes, A. C. G., Santos, V. G., Nascimento, C. R. (2016). Análise comparativa dos índices de vegetação NDVI, SAVI, RATIO E IAF para identificação de queimadas. *Caderno de Ciências Agrárias*, 8, 70-81.
- Farias Filho, M. S. (2013). Urban expansion and environmental impacts on coast north of São Luís (Ma). *Raega - O Espaço Geográfico em análise*, 46, 07-24. <https://doi.org/10.5380/raega.v46i1.52552>
- Farias Filho, S., Ferraz Júnior, A. S. L. (2009). A cultura do arroz em sistema de vazante na Baixada Maranhense, periferia do sudeste da Amazônia. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 39, 82-91.
- Fuentes-Santos, I., Marey-Pérez, M. F., Gonzáles-Manteiga, W. (2013). Forest fire spatial pattern analysis in Galicia (NW Spain). *Journal of Environmental Management*, 128, 30-42. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.020>
- Garssen, A. G., Baattrup-Pedersen, A., Riis, T., Raven, B. M., Hoffman, C. C., Verhoeven, J. T., Soons, M. B. (2017). Effects of increased flooding on riparian vegetation: Field experiments simulating climate change along five European lowland streams. *Global Change Biology*, 23, 3052-3063. <https://doi.org/10.1111/gcb.13687>
- Gray, M. (2004). *Geodiversity: valuing and conserving abiotic nature*. Philadelphia, Pennsylvania
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2011). *Geomorfologia: mapa geomorfológico do estado do Maranhão*. Retrieved from <https://ww2.ibge.gov.br/home/>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2011). *Pedologia: mapa exploratório de solos do estado do Maranhão*. Retrieved from <https://ww2.ibge.gov.br/home/>
- Klein, E. L., Sousa, C. S. D. (2012). *Recursos minerais*. In: *Geodiversidade do Estado do Maranhão* (1rd ed.) Teresina, Piauí, Brazil.
- Lima, A., Silva, T. S. F., Feitas, R. M., Adami, M., Formaggio, A. R., Shimabukuro, Y. E. (2012). Land use and land cover changes determine the spatial relationship between fire and deforestation in the Brazilian Amazon. *Applied Geography*, 34, 239-246. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.10.013>

- Muniz, F. H. (2006). A vegetação da região de transição entre a Amazônia e o Nordeste, diversidade e estrutura. In: Uema (ed) *Agroambientes de transição entre o trópico úmido e o semi-árido do Brasil: atributos, alterações e uso na produção familiar* (pp 53-69) São Luís, Brazil.
- Pereira, A. A., Barros, D. A., Junior, F. W. A., Pereira, J. A. A., Reis, A. A. (2013) Análise da distribuição espacial de áreas queimadas através da função K de Ripley. *Scientia Forestalis*, 41, 445-455.
- Piromal, R. A. S., Rivera-Lombardi, R. J., Shimabukuro, Y. E., Formaggio, A. R., Krug, T. (2008). Utilização de dados MODIS para a detecção de queimadas na Amazônia. *Acta Amazonica*, 38, 77-84. <https://doi.org/10.1590/s0044-59672008000100009>
- Ramos, M. A. B., Theodorovicz, A., Marques, V. J., Orlandi, V., Pfaltzgraff, P. A. D. S., Dantas, M. E., SILVA, C. R. D. (2006). Metodologia, estruturação da base de dados e organização das informações em SIG do Projeto Geodiversidade do Brasil. Retrieved from http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/16855/procedimentos_SIG_Geodiversidade.pdf?sequence=1
- Serrano, E., Ruiz-Flaño, P. (2007). Geodiversity: a theoretical and applied concept. *Geographica Helvetica*, 62, 140-147. <https://doi.org/10.5194/gh-62-140-2007>
- Silva, C. R. D. (2008). *Geodiversidade do Brasil: conhecer o passado, para entender o presente e prever o futuro*. Rio de Janeiro, Brasil
- Silva, F. B., Santos, J. R. N., Feitosa, F. E. C. S., Silva, I. D. C., Araújo, M. D., Guterres, C. E., Santos, J. D., Ribeiro, C. V., Bezerra, D. D. S., Neres, R. L. (2016). Evidências de mudanças climáticas na região de transição Amazônia-Cerrado no estado do Maranhão. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 31, 330-336. <https://doi.org/10.1590/0102-778631320150149>
- Silva Junior, C. H. L., Freire, A. T. G., Rodrigues, T. C. S., Viegas, J. C., Silva Bezerra, D. (2016). Dinâmica das Queimadas na Baixada Maranhense. *Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, 2, 355-375. <https://doi.org/10.18766/2446-6549/interespaco.v2n5p355-375>
- Silva, J. P., Pereira, D. I., Aguiar, A. M., Rodrigues, C. (2013). Geodiversity assessment of the Xingu drainage basin. *Journal of Maps*, 9, 254-262. <https://doi.org/10.1080/17445647.2013.775085>
- Viegas Carvalho, J., Silva, T. R. C., Feitosa Cordeiro, A. (2012). Modificações socioambientais decorrentes da construção da barragem do rio Pericumã, na área de influência da cidade de Pinheiro-Estado do Maranhão-Brasil. *Revista Geográfica de América Central*, 2, 1-16.
- Trauernicht, C., Lucas, M. (2016). Wildfire Ignition Density Maps for Hawaii. Forest and Natural Resource Management. Retrieved from <https://www.ctahr.hawaii.edu/oc/freepubs/pdf/RM-21.pdf>
- Vieira, I. C. G., Silva, J. M. C. D., Toledo, P. M. D. (2005). Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. *Estudos Avançados*, 19, 153-164. <https://doi.org/10.1590/s0103-40142005000200009>

CAPÍTULO 3



5 CAPÍTULO III - PERDA DE FLORESTA PRIMÁRIA E SEUS IMPACTOS NA BIODIVERSIDADE NAS PLANÍCIES INUNDÁVEIS DA AMAZONIA MARANHENSE

PERDA DE FLORESTA PRIMÁRIA E SEUS IMPACTOS NA BIODIVERSIDADE NAS PLANÍCIES INUNDÁVEIS DA AMAZONIA MARANHENSE

1 Introdução

Apesar da reconhecida importância da floresta Amazônica para regulação hidrológica e manutenção do clima do planeta, a expansão e intensificação da agricultura, exploração madeireira e pegadas urbanas durante as últimas décadas, têm sido os principais fatores de perda de floresta primária neste bioma (LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000; DAVIDSON, et al. 2012; ARAGÃO, 2012; SPRACKLEN, 2012).

As florestas primárias possuem diversas características marcantes. Elas consistem em ambientes pouco ou nada perturbados pelos usos da terra, são consequência de diversos processos ecológicos e evolutivos, dominadas em grande parte por um dossel contínuo e possuem água e solo livres de poluição (KORMOS et al., 2017). A manutenção dessas florestas proporciona inúmeros serviços ambientais, como a ciclagem da água, o armazenamento do carbono e a preservação da biodiversidade (TURUBANOVA et al., 2018; POTAPOV et al., 2017). Além disso, elas consistem em meios de subsistência para comunidades locais (FEARNSIDE, 2006).

Neste estudo utilizamos o termo “floresta primária”, por ser a terminologia de escolha ao nível intergovernamental. A definição mais amplamente utilizada de floresta primária é feita pela Food and Agriculture Organization das Nações Unidas (FAO) desde sua Avaliação dos Recursos Florestais de 2015 (FAO FRA, 2012): Uma floresta naturalmente regenerada de espécies nativas, onde não há indicações claramente visíveis das atividades humanas e os processos ecológicos não são significativamente perturbados.

Entretanto, apesar de toda a importância desse ecossistema, estima-se que apenas 32% das florestas do mundo sejam primárias e que 35% desses ambientes tenha sido perdido para fins agrícolas (KORMOS et al., 2017). Os homens passaram a dominar esses ambientes não somente para este fim, como também para a produção madeireira, impactando negativamente a biodiversidade, sobretudo nas florestas tropicais (GIBSON et al., 2011; LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000) É fato que há uma diminuição no número

de espécies vegetais após a exploração madeireira (BAWA; SEIDLER, 1998). O desmatamento é um problema global que gera graves consequências para os serviços ecossistêmicos e altera o habitat de diversas espécies, reduzindo a diversidade biológica (GROSS, 2016).

A diminuição da biodiversidade nas florestas primárias tem sido motivo de preocupação para muitos pesquisadores (MORALES-HIDALGO; OSWALT; SOMANATHAN, 2015). Apesar do elevado número de espécies na Amazônia Brasileira, muitas não são conhecidas, e podem desaparecer antes mesmo de serem quantificadas (FEARNSIDE, 2006). É provável que a diminuição da biodiversidade arbórea seja proporcional à redução da produtividade dos ecossistemas florestais. Uma comunidade vegetal mais diversificada está mais apta a utilizar melhor os recursos ambientais, a suportar pragas e a tolerar variações, especialmente na região Amazônica (GROSS, 2016). Por isso, as florestas primárias têm importância ímpar para a conservação da biodiversidade geral (MORALES-HIDALGO; OSWALT; SOMANATHAN, 2015).

Nos trópicos, a biodiversidade da floresta primária tem sido continuamente substituída por florestas secundárias e por plantações florestais (BARLOW et al., 2007). Devido a essa situação, múltiplos acordos e processos multilaterais têm surgido com a finalidade de preservar a biodiversidade florestal, como a United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation Program (REDD+) (TURUBANOVA et al., 2018). Nesse sentido, devem ser priorizadas políticas florestais em prol da conservação das florestas primárias que ainda não foram dizimadas do planeta, mesmo sabendo-se que a conservação da biodiversidade e da cobertura florestal são metas bastante desafiadoras (KORMOS et al., 2017; MORALES-HIDALGO; OSWALT; SOMANATHAN, 2015).

A floresta amazônica no estado do Maranhão garante serviços ecossistêmicos que afetam direta e indiretamente a qualidade de vida de sua população e economia local. Em 2017, apenas 25% da cobertura florestal representava a floresta primária (24,7 mil km²), enquanto o desmatamento ilegal persiste trazendo consequências sociais, econômicas e ambientais. Por outro lado, a vegetação secundária cobre 19,9 mil km² (27% da área desmatada) e está completamente desprotegida (CELENTANO et al., 2017).

Com a forte pressão de desmatamento a cobertura vegetal original da região sofreu, e sofre, forte exploração direta que alteraram a fisionomia, a estrutura e a diversidade das formações florestais, e interferem com o seu funcionamento, comprometem os mecanismos de retenção e ciclagem de nutrientes, e representam uma ameaça ao equilíbrio a longo prazo do ecossistema florestal. Outros resultados dramáticos desses processos têm sido: (1) a

transformação da cobertura vegetal, que passa de formações florestais para sistemas dominados pelo homem, com posterior formação de vegetação secundária, após o abandono de áreas de cultivo e de pastagem; (2) o empobrecimento do ambiente, que além de não resultar em progresso social sustentável cria um ciclo vicioso onde o ambiente é pobre, a população é carente e a pressão sobre os recursos naturais é muito forte (MUNIZ, 2004).

Paralelamente, o Maranhão tem registrado níveis recordes de queimadas, ocupando o 1º lugar no ranking entre os estados do Nordeste, e o sexto lugar entre os estados do Brasil (INPE, 2019). Entre os municípios com maior quantitativo de queimadas no segundo trimestre de 2019 no Maranhão, cinco possuem em seu território áreas protegidas reconhecidas como unidades de conservação (UC) e terras indígenas (INPE, 2019; IMESC, 2019).

O Maranhão possui 11 Unidades de Conservação, onde 4 delas pertencem ao grupo de Proteção Integral e 7 compõem o grupo de Uso Sustentável. Neste último grupo, a Área de Proteção Ambiental (APA) da Baixada Maranhense merece especial atenção, pois seu território é formado por 95,23% do bioma Amazônico, e, em função das áreas úmidas como lagoas, lagunas, brejos, estuários, mangues, meandros de rios e manguezais, é considerada região de grande interesse internacional, sendo reconhecida no ano de 2000 como um Sítio Ramsar (Convenção relativa às Áreas Úmidas de Importância Internacional), onde encontramos alguns dos ambientes de maior diversidade biológica do Planeta (FRANÇA; MENDONÇA NETO; FARIAS FILHO, 2012).

1.1 Perda de Biodiversidade

A perda de biodiversidade é apontada como um dos principais problemas de conservação no Brasil e no mundo. As florestas tropicais úmidas primárias têm a maior biodiversidade de ecossistemas terrestres e resultam em um risco desproporcional de perda de biodiversidade sendo consideradas insubstituíveis em termos de valor de conservação (TURUBANOVA et al., 2018). A sobrevivência dessa biodiversidade é improvável sem uma proteção efetiva, a qual deve priorizar as áreas de grande importância biológica e sobre grande pressão antrópica (GARCIA; MARINI, 2006).

Segundo a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), a biodiversidade abrange três níveis de organização: ecossistemas, espécies e recursos genéticos. Na busca de se mensurar o estado atual e as tendências da biodiversidade, criou-se uma série de indicadores com o objetivo de fornecer dados científicos rigorosos (genes, populações, espécies, ecossistemas) (BERT et al., 2002).

Por isso, esta não é uma avaliação simples, considerando que a biodiversidade compreende dinâmicas de ecossistemas e espécies, em muitas escalas diferentes mediante processos ecológicos e evolutivos que mantêm a variabilidade genética e populacional; as comunidades, por sua vez, interagem com as diferentes paisagens, que respondem, ao longo do tempo às pressões antrópicas e naturais (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005).

Considerando a teoria da hierarquia que sugere que níveis mais altos de organização incorporam e restringem o comportamento de níveis mais baixos, Noss (1990) sugere quatro níveis de organização para avaliação da biodiversidade: (1) paisagem regional; (2) comunidade-ecossistema; (3) população-espécies e (4) genético. Neste estudo a avaliação da perda de biodiversidade será realizada a partir da análise de paisagem, a qual pode ser monitorada principalmente por meio de fotografia aérea e imagens de satélite, onde os dados são organizados e exibidos em um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

A análise de séries temporais de dados de sensoriamento remoto e avaliação da paisagem é uma poderosa técnica de monitoramento. Em muitas paisagens, os indicadores de uso e ocupação da terra pelo homem (tanto estruturais quanto funcionais: por exemplo, taxa de desmatamento, densidade de estradas, índice de fragmentação ou efeito de borda, pastagem e intensidade agrícola, urbanização) e o status de proteção de Unidades de Conservação, podem ser as variáveis mais críticas para identificar o status da biodiversidade (NOSS, 1990).

Realizamos uma expedição de campo com dois objetivos: o primeiro foi validar os dados trabalhados em laboratório como uso e cobertura da terra e perda de floresta primária; e o segundo foi explorar uma área amostral de floresta primária e verificar in loco as espécies de flora e fauna das planícies inundáveis da Amazônia Maranhense. Longe do objetivo de realizar um inventário de espécies, aqui procuramos trazer um conhecimento rápido sobre a composição das espécies presentes nesses ambientes, com o propósito de subsidiar estudos futuros. Pretendemos ainda trazer à tona o quanto de recursos naturais se perde a cada quilômetro quadrado de floresta destruída.

Portanto, estes serão os critérios avaliados neste artigo, que tem por objetivo responder as seguintes perguntas: (1) Como a dinâmica de uso e cobertura da terra influenciou a perda de cobertura florestal na área de estudo? (2) Como a dinâmica de inundação interfere na perda da biodiversidade? (3) Como a perda de floresta primária impactou a biodiversidade da região? (4) Qual a idade das florestas da área de estudo? (5) Qual o grau de degradação das florestas secundárias? Com base nessas questões, defenderemos a conservação das florestas primárias e secundárias para manutenção da biodiversidade, bem como o uso dos indicadores utilizados neste estudo para escolha de áreas prioritárias para conservação.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

O município de Pinheiro foi escolhido como unidade amostral da APA da Baixada Maranhense (Figura 1), onde 98,7% do seu território está inserido na APA. A unidade possui características fisiográficas marcantes como terras baixas, planas, inundáveis, caracterizadas por campos, matas de galeria, manguezais e bacias lacustres, servindo de habitat para as mais diversas espécies aquáticas e migratórias.

Pinheiro integra a Mesorregião Norte Maranhense e a Microrregião da Baixada Maranhense, com uma área de 1.552,95 km², entre as latitudes 02°31'17'' S e longitudes 45°06'57''W. Está assentado predominantemente na bacia do rio Pericumã, o que é um fator de exposição dos recursos naturais à potenciais impactos ambientais.

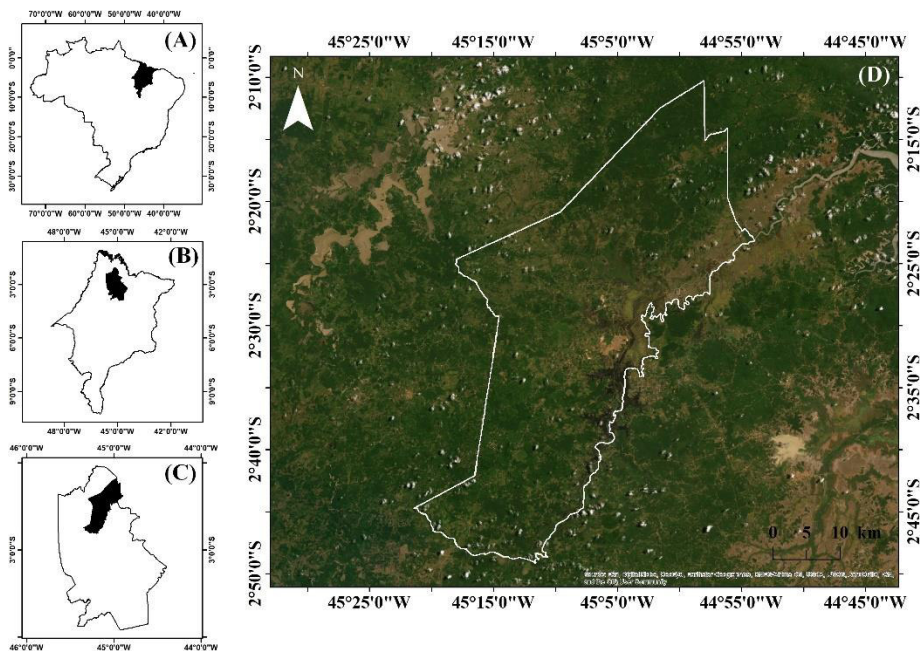


Figura 1 – Mapa da Área de Estudo. (a) Localização do estado do Maranhão no Brasil. (b) Localização da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense no estado do Maranhão. (c) Localização do município de Pinheiro na APA da Baixada Maranhense. (d) Área de estudo com a composição natural da imagem Landsat (R-Red; G-Green; B-Blue).

A geodiversidade da Baixada Maranhense apresenta 5 unidades geológico-ambientais, das quais 4 são encontradas no município de Pinheiro. Dessa forma, a área de estudo representa bem as características pedogeomorfológicas encontradas em toda a microrregião.

No ambiente da **unit 1** encontram-se terrenos, utilizados, na sua grande maioria para atividades agropecuárias, onde desenvolvem-se solos muito profundos, bem drenados,

muito friáveis e de baixa fertilidade natural, espessos e lixiviados, com predomínio de latossolos amarelos distróficos (SILVA et al., 2019).

Os terrenos da **unit 2** são argilosos e ricos em matéria orgânica, com predomínio de Gleissolos Tiomórficos Órtico, os quais estão associados a relevo plano ou quase plano, com boa potencialidade para culturas de ciclo curto ou para aquelas adaptadas ao encharcamento (SILVA et al., 2019).

Os solos da **unit 3** apresentam muitas limitações à lavoura, devido ao fato de estarem alagados na maior parte do tempo. No entanto, nos períodos de seca apresentam aptidão para plantações de arroz irrigado ou para silvicultura e/ou pastagem natural (SILVA et al., 2019).

Os terrenos da **unit 4** estão associados a relevos com topos planos a suave ondulados, e caracterizado por uma diversidade de solos, como neossolos litólicos; plintossolos, além de argissolos, com aptidão boa a regular para lavouras de ciclo curto e/ou longo (SILVA et al., 2019).

A geodiversidade encontrada na área de estudo permite que tenhamos uma fitofisionomia diversificada. Nas regiões de campos inundáveis encontramos a predominância de herbáceas (gramíneas e ciperáceas). Próximo aos rios observa-se a presença de vegetação ripária característica. Conforme ocorre a elevação do relevo deparamos com uma vegetação que inclui palmeiras, babaçuais, capoeira e floresta amazônica que são importantes para a economia das populações locais.

Essa zona úmida proporciona habitat para diversas espécies aquáticas. A ictiofauna inclui espécies endêmicas da bacia amazônica. As espécies de maior importância econômica incluem *Pseudoplatystoma corruscans* (surubim), *Curimata macrops* (curimatá), *Leporinus* sp. (piaba), *Hoplias malabaricus* (traíra), *Hopleryrhinus unitaeniatus* (jeju), *Pygocentrus nattereri* (piranha), *Pimelodus blochii* (mandi), *Loricaria cataphracta* (cascudo), etc. As espécies de mamíferos e aves serão descritas adiante.

2.2 Dados de Cobertura da Terra

Utilizamos dois conjuntos de dados de cobertura da terra. O primeiro refere-se aos dados de cobertura florestal e de água do Projeto MapBiomass para o período de 1985-2017. O segundo conjunto consta dos dados de cobertura florestal do Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite – PRODES para o ano de 2017.

Os dados do Projeto MapBiomias são baseados na classificação de imagens do satélite da série Landsat (30 metros de resolução espacial), que utilizam um algoritmo teórico implementado em uma plataforma de computação em nuvem. Detalhes sobre o processamento e validação do conjunto de dados podem ser encontrados no Documento de Base Teórica do Algoritmo (<http://mapbiomas.org/pages/atbd>). Aqui utilizamos os dados da Coleção 3, que possui precisão geral dos mapas para o bioma Amazônia de 94,8% (<https://mapbiomas.org/estatistica-de-acuracia-1>). Os dados de cobertura florestal são compostos por florestas maduras e de crescimento secundário, enquanto os dados de cobertura de água correspondem às áreas de águas abertas. Os dados do projeto PRODES correspondem à cobertura remanescente das florestas madura ao longo da Amazônia Legal Brasileira.

A classificação pelo MapBiomias ocorre de forma automática, utilizando a plataforma do Google Earth Engine, onde são selecionadas imagens Landsat para aplicação do algoritmo de classificação (Random Forest). Em seguida pontos amostrais (pixels) são selecionados para treinamento e validação. Após a classificação, é utilizado um filtro temporal para remoção de nuvens e avaliação de transições não permitidas. A validação é feita utilizando dados do TerraClass, PRODES, Globeland30, ESA CCI e GSW (MAPBIOMAS, 2019).

Assim, utilizamos o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) para comparar os resultados obtidos com a primeira análise do Mapbiomas. As alterações na cobertura do solo podem ser detectadas através da análise de imagens orbitais transformadas nas imagens-fração (IF) que contêm informações sobre as proporções dos componentes puros, como vegetação, solo e sombra ou água. A relação linear é usada para representar a mistura espectral dos componentes dentro do elemento de resolução do sensor. A resposta de cada pixel, em qualquer banda espectral, pode ser definida como uma combinação linear das respostas de cada componente, desde que esteja no alvo sensoriado. Desse modo, cada pixel da imagem, contém informações sobre a proporção e a resposta espectral de cada componente dentro de cada elemento de resolução (SHIMABUKURO; NOVO; PONZONI, 1998).

Portanto, tendo em vista que este método permite uma classificação supervisionada, foram definidas as seguintes classes: campo/pasto; vegetação em regeneração; floresta; solo exposto/área urbana e água. Por isso, a utilização do Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) foi ferramenta importante para a realização da classificação supervisionada das imagens TM-Landsat, pois nos permite definir com maior segurança as classes de uso da terra. Os polígonos criados na segmentação foram úteis no momento de escolher as melhores amostras de cada classe para o treinamento do algoritmo classificador. Nesse processo o analista

escolhe pequenas áreas de amostras na imagem, contendo pixels que sejam bem representativos e que apresentam características diferentes e espacialmente bem distribuídas na cena.

2.3 Cálculo da Recorrência de Água

Para calcular a recorrência de cobertura de água, primeiramente realizamos a reclassificação da classe de cobertura de água do dado MapBiomias (1985-2017), atribuindo o valor “1” para a referida classe e “0” para as demais classes (mapas binários). Em seguida, através da abordagem de álgebra de mapas, nós somamos todos os mapas binários, obtendo assim a recorrência absoluta em anos das áreas de cobertura de água. Por fim, com o objetivo de calcular a recorrência relativa de cobertura de água, nós dividimos o nosso mapa elaborado anteriormente por 33 e multiplicamos por 100, obtendo dessa maneira a recorrência como porcentagem. As áreas com 100% de recorrência correspondem aos corpos hídricos perenes, enquanto as áreas com recorrência inferior a 100% correspondem aos corpos hídricos sazonais.

2.4 Perda de Floresta Primária e Cálculo das Idades Florestais

Para o cálculo de perda de floresta primária foi utilizado os dados de cobertura de floresta primária e desmatamento do PRODES. Em seguida, para calcular a idade da cobertura florestal, primeiramente realizamos a reclassificação da classe de cobertura florestal do dado MapBiomias (1985-2017), atribuindo o valor “1” para a referida classe e “0” para as demais classes (mapas binários). Em seguida, através da abordagem de álgebra de mapas, nós somamos todos os mapas binários, obtendo assim a idade da cobertura florestal. Por fim, nós mascaramos as áreas que não eram cobertura de floresta em 2017 e as áreas de floresta maduras provenientes dos dados PRODES.

2.6 Cálculo da Tendência de EVI

O EVI é um índice otimizado projetado para melhorar o sinal da vegetação com uma capacidade aprimorada de monitoramento da vegetação (LI; POTTER, 2012). Com o objetivo de analisar o estado das florestas primárias e da vegetação secundária, nós utilizamos o EVI máximo (EVI_{max}) anual derivado de dados do satélite da série Landsat. O EVI_{max} é altamente correlacionado com a estrutura da vegetação, como a área basal das árvores e o índice de área foliar (ABREU et al., 2017). Assim, tendências significativas positivas indicam um

acúmulo de biomassa na vegetação, ao passo que, tendências negativas indicam a redução da biomassa da vegetação, causada por algum tipo de degradação.

O EVI_{max} foi gerado na plataforma Google Earth Engine (GORELICK et al., 2017). Foram consideradas as imagens geradas pelos satélites Landsat 5, 7 e 8 através dos sensores TM, ETM+ e OLI, respectivamente, entre as datas de 01-01-1985 a 31-12-2017. Nas imagens utilizadas foi realizada a correção atmosférica, resultando em dados de superfície de reflectância. Aplicamos máscaras de nuvens e sombra de nuvens, além da máscara de falha para os dados ETM+ do satélite Landsat 7, para obter os melhores pixels para cada ano. Em seguida, nós calculamos o EVI para todas as imagens (HUETE et al., 2002).

Por fim, para cada ano entre 1985 e 2017, nós extraímos o EVI_{max} em cada pixel. Para identificar se uma tendência temporal pixel a pixel (negativa ou positiva), foi significativa, nós utilizamos o teste de Mann-Kendall (KENDALL, 1975; MANN, 1945), e para calcular a magnitude dessa mudança, nós empregamos o método Sen's Slope (SEN, 1968). Os dois métodos referidos anteriormente são não-paramétricos robustos e pouco sensíveis à dados discrepantes. Todas as análises foram realizadas no software estatístico R v3.4.4 (<https://www.r-project.org>) através do pacote “wq” (JASSBY; CLOERN, 2016). Por fim, nós adotamos o nível de significância de 90% ($p \leq 0.10$) (ANYAMBA; TUCKER, 2005; MITCHARD; FLINTROP, 2013; ROSAN et al., 2019).

2.7 Verdade de Campo e Estimativa de Perda de Biodiversidade

O primeiro objetivo das verificações de verdade de campo foi validar os dados e sanar possíveis imprecisões na interpretação dos mapas (POWELL et al., 2004), produzidos a partir de imagens orbitais efetuadas no laboratório de geotecnologias da Universidade Ceuma.

A averiguação dos dados foi realizada em cada classe do Mapa de Uso e Cobertura, e visou principalmente aumentar a confiabilidade dos mapas produzidos, permitindo a utilização dos mesmos no planejamento e gestão do município.

A expedição também teve como objetivo explorar um fragmento de floresta primária e realizar um levantamento das espécies de flora e fauna desse ambiente, de forma que pudesse dar subsídios e instigar pesquisas futuras dado o potencial de conservação dessas florestas.

A área foi inicialmente identificada por imagem de satélite, onde demarcamos seu polígono e verificamos suas coordenadas geográficas. Em seguida, validamos o acesso e

escolhemos um fragmento que situa-se no povoado Gama, localizado nas coordenadas 2°21'48.89"S e 44°59'42.15"O.

O método empregado nos trabalhos de campo foi o “caminhamento” (FILGUEIRAS et al., 1994), realizado a partir de caminhadas aleatórias na floresta primária, com o intuito de percorrer o máximo da área, considerando-se, inclusive, as bordas do fragmento florestal. Para isso, contamos com o apoio de dois pesquisadores e dois mateiros que auxiliassem na identificação das espécies botânicas e fauna associada, considerados neste estudo como informantes-chaves (BRAGA, 2006), pois os mesmos são antigos moradores da região e profundos conhecedores das espécies locais (STONE et al., 2009). A participação desses atores nos levantamentos de campo é de grande importância para auxiliar na caracterização do ambiente disponibilizando informações básicas sobre os ecossistemas e recursos naturais na região.

As espécies foram identificadas ao longo dos trajetos sendo registradas em tabelas de campo pré-elaboradas constando nome popular e nome científico. Além disso, a pesquisadora que conduzia os trabalhos realizava durante o trajeto entrevista com a equipe sobre as espécies de mamíferos e aves ainda presentes naquela área. Os registros foram realizados através de visualização direta, fotografia, visualização indireta (rastro, fezes, ossos) e relatos.

Para estimar a perda de biodiversidade de fauna e flora utilizamos como referências, estudos realizados na Amazônia Maranhense, na região do Gurupí, como os estudos de flora realizados por Muniz (2011); de mamíferos por Oliveira et al. (2013); primatas (Buss et al. (2017); também trabalhos da com dados da Amazônia Oriental como o de Steege et al (2003), além de usar dados de toda Floresta Amazônica como Almeida et al. (2013) e Amazônia Internacional como Vieira, Silva e Toledo (2005), tendo em vista a escassez de estudos na Baixada Maranhense.

3. RESULTADOS

3.1 Perda de Floresta Primária e Dinâmica de Uso e Cobertura da Terra

A perda de floresta primária segundo dados do PRODES foi de 875,50 km² (91,54%) até 2017, restando atualmente somente 80,89 km² (Figura 2). Ao longo dos anos o desmatamento na região ocorreu principalmente em decorrência da agricultura, pecuária e

infraestrutura urbana. Grande parte da área desmatada também foi substituída por vegetação secundária. (Figura 3a e b).

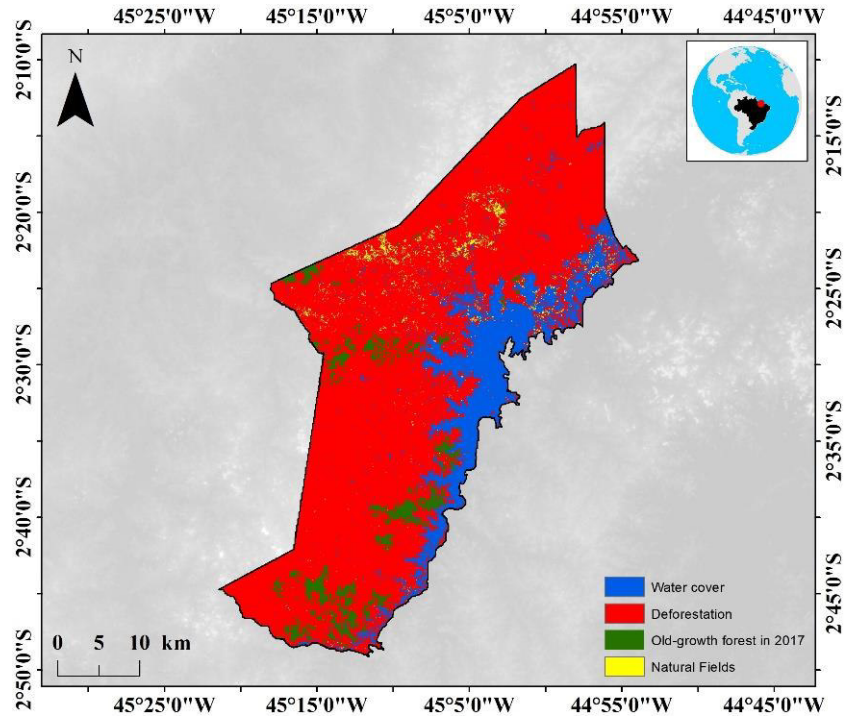


Figura 2 – Distribuição espacial do Desmatamento no município de Pinheiro, estado do Maranhão (INPE, 2017).

Considerando o MapBiomas como referência, observa-se que as seguintes classes foram encontradas: Old-grow Forest (5,3%), Secondary Forest (54,6%), Natural Fields (2,2%), Pasture (17,1%), Agriculture and Pasture (5,1%), Urban Infrastructure (0,5%) and Water (15,2%) (Tabela 1).

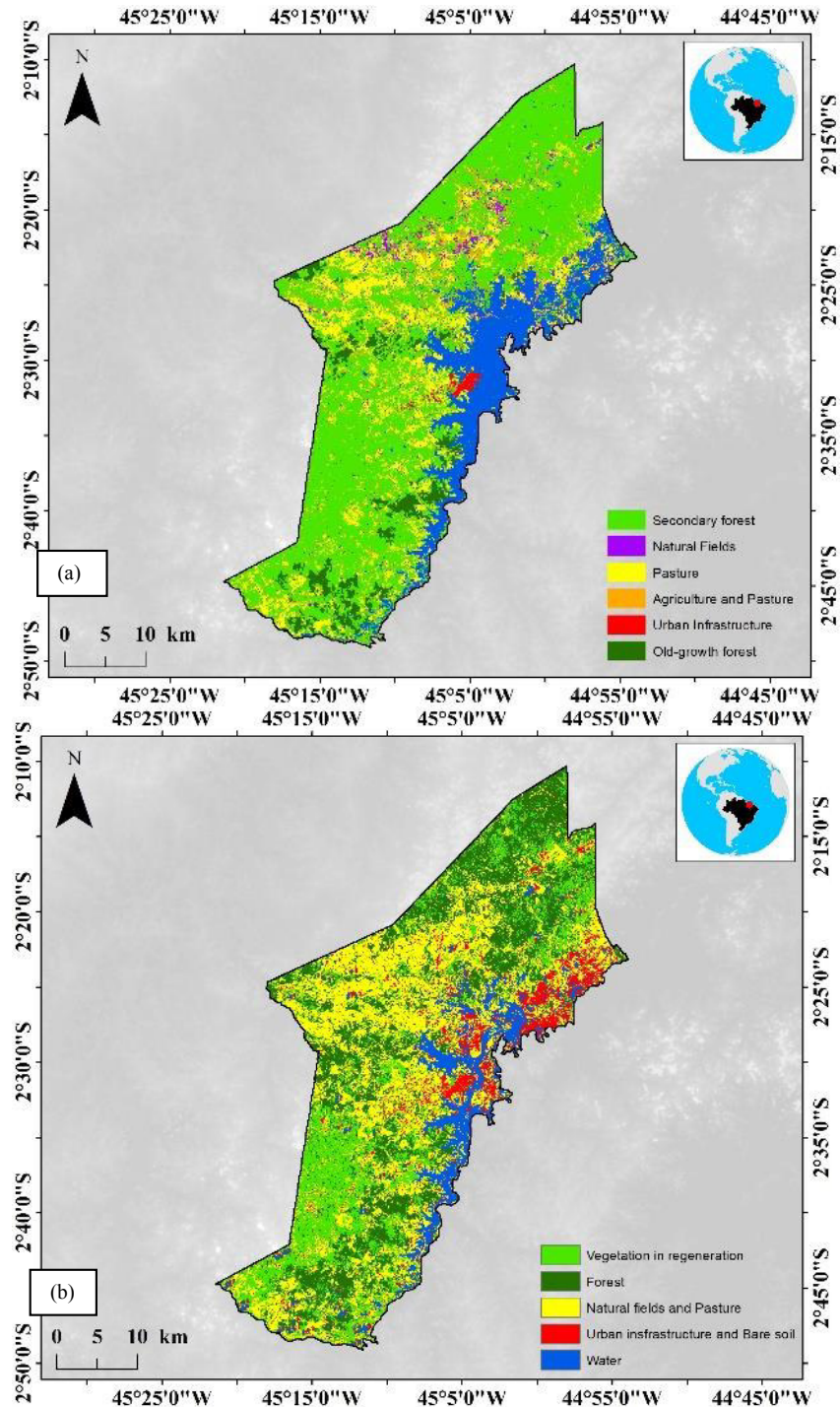


Figura 3 –Distribuição espacial do Uso e Cobertura do Solo no município de Pinheiro; (a) Base de dados MapBiomas - período chuvoso; (b) Base de dados Earth Explorer - período seco.

Ocorre que as classes encontradas no MLME divergiram em parte das classes do Mapbiomas, o que se deve principalmente pelos seguintes fatores: (1) a diferença sazonal das imagens, a primeira referente ao período chuvoso e a segunda ao período seco; (2) a classificação do MapBiomas é automática e a do MLME é supervisionada.

Em que pese as semelhanças, os programas utilizam metodologias distintas e, portanto, oferecem uma percepção diferente do ambiente. Para o ambiente da Baixada

Maranhense, onde existe grande dificuldade de obtenção de imagens sem nuvens, o MapBiomias se torna uma boa opção de monitoramento e gestão.

Observamos uma concordância em termos de área principalmente entre as classes de cobertura vegetal: Old-grow Forest e Secondary Forest (MapBiomias) e Forest e Vegetation in regeneration (MLME).

Isso se deve ao fato de que toda a vegetação florestal observada mapeada como desmatamento pelo PRODES, é mapeada como vegetação secundária, independente do grau de regeneração. Como essa condição não é seguida na metodologia do MapBiomias, toda formação florestal, mesmo sobreposta a área já desmatada e em estágio de regeneração avançado, que apresenta padrão espectral semelhante ao da floresta primária, é considerada floresta.

Tabela 1 – Uso e Cobertura da Terra – MapBiomias

	Area (Km ²)	Pixels (8km resolution)	%
Old-grow Forest	80,89	89878	5,3
Secondary Forest	832,93	925477	54,6
Natural Fields	34,15	37943	2,2
Pasture	260,35	289277	17,1
Agriculture and Pasture	77,83	86483	5,1
Urban Infrastructure	7,08	7862	0,5
Water	231,32	257018	15,2

As áreas com maior discordância são Natural fields (MapBiomias) e Natural Fields and Pasture (MLME), pois pasto e áreas de campo se confundem nas imagens, e também pela variação sazonal, onde no período seco a área Natural Fields and Pasture aumenta significativamente. Assim, investigações posteriores devem tentar distinguir com imagens de melhor resolução essas áreas que tem uma grande impacto sazonal.

Tabela 2 – Uso e Cobertura da Terra – MLME

	Area (Km ²)	Pixels (8km resolution)	%
Forest	424,43	471592	28,1
Vegetation in regeneration	319,41	354897	21,1
Natural Fields and Pasture	517,50	574996	34,2
Urban Infrastructure and Bare Soil	116,39	129318	7,7
Water	134,18	149090	8,9

3.2 Dinâmica de Inundação

A figura 4 traz o Mapa de Áreas Inundáveis em uma série temporal de 32 anos (1985 – 2017). Em azul escuro encontramos áreas com maior recorrência de água, ou seja, áreas perenes, e em azul claro áreas com menor recorrência de água ou áreas sazonais, que alagam de acordo com o período de chuvas.

Na figura 5(a) o gráfico traz dados referentes ao acumulado de áreas com recorrência de água, onde a maior quantidade de pixels avaliados (eixo x) demonstra que os corpos hídricos são sazonais e somente aquele que corresponde a 100% coincide aos corpos hídricos perenes.

A figura 5(b) mostra a variação anual da área de lâmina d'água dos corpos hídricos sazonais, onde verifica-se que a partir de 2012 houve uma queda na área de lâmina d'água em relação aos períodos anteriores. Esta queda pode estar relacionada com a precipitação, que no ano de 2012 foi de 1234 mm, sendo 1062mm a menos que no ano anterior.

A figura 5(c) traz a regressão linear entre precipitação e lâmina d'água de áreas sazonais e perenes e a figura 5(d) somente de áreas sazonais. Ambas mostram uma tendência significativa, demonstrando que quanto maior a precipitação, maior será a lâmina d'água.

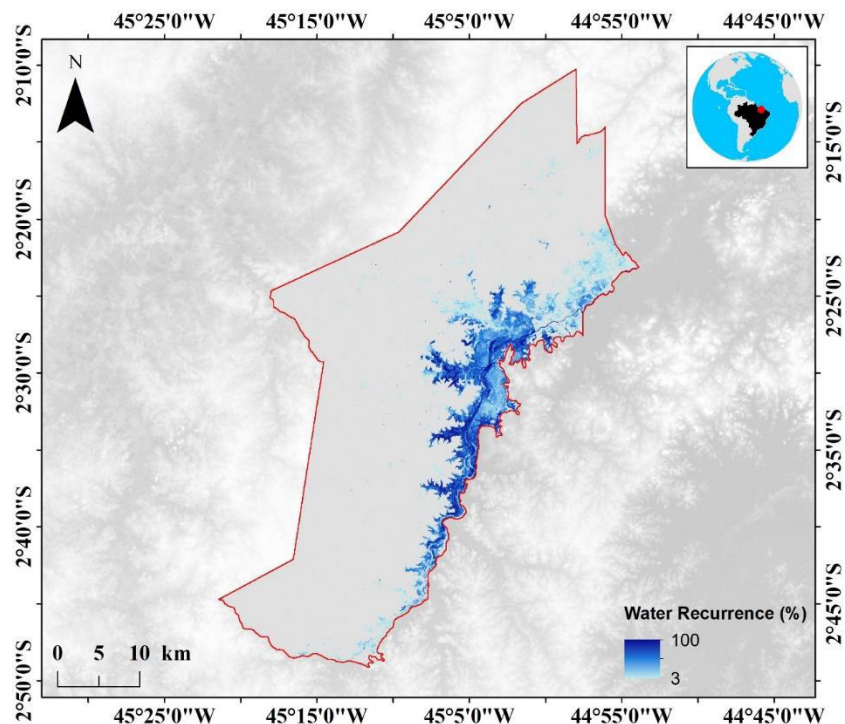


Figura 4 – Mapa de áreas inundáveis em uma série temporal de 32 anos (1985-2017).

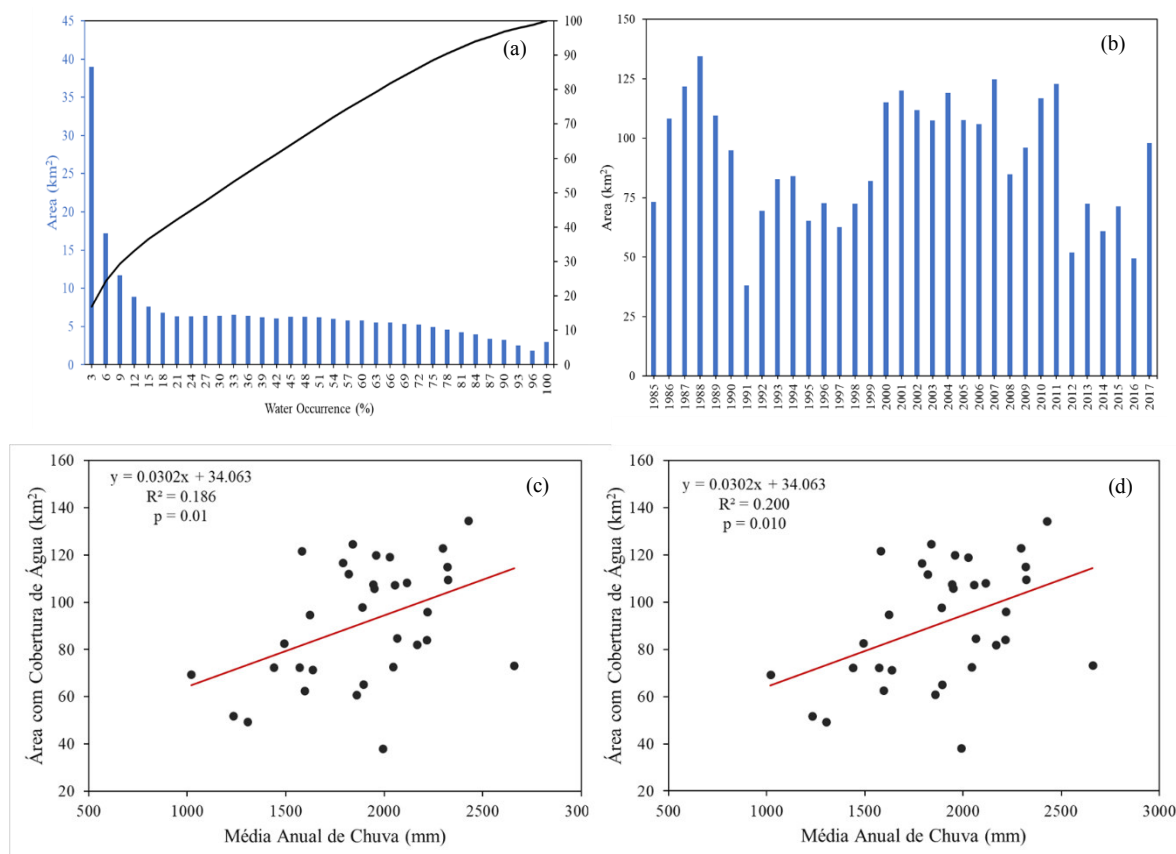


Figura 5(a) Acumulado de áreas com recorrência de água; (b) Variação anual da área de lâmina d'água dos corpos hídricos sazonais; (c) Regressão linear entre precipitação e lâmina d'água de áreas sazonais e perenes; (d) Regressão linear entre precipitação e lâmina d'água de áreas sazonais.

3.3 Estimativa de perda de Biodiversidade a partir da perda de Floresta Primária

Utilizamos como indicador para estimar a perda de biodiversidade, a integridade da paisagem natural, a partir da avaliação da perda de floresta primária. Nossos resultados mostraram que ocorreu a perda de 875,59 km² de floresta primária, restando atualmente apenas 80,89 km².

Segundo Steege et al. (2003), na região leste da floresta amazônica, o número de árvores em 1km² de floresta pode variar de 42.700 a 45.900. Multiplicando-se estes valores pela área desflorestada até 2017, estimamos que entre 37.383.850 e 40.185.450 árvores foram cortadas na área de estudo. Para Muniz (2011), a floresta amazônica maranhense, do ponto de vista estrutural, é bastante semelhante à floresta úmida amazônica, e a densidade média de árvores é em torno de 57.000/km², o que segundo nossa estimativa corresponde a uma perda de 49.903.500 árvores (tabela 2). Descrevemos 69 espécies florestais, entre as quais *Cecropia* (embaúba), *Copaifera langsdorffii* (copaíba), *Sparattosperma leucanthum* (ipê branco) e *Attalea speciosa* (babaçu). A lista de espécies consta em anexo.

Assim, a partir do conhecimento da flora e fauna presentes na floresta primária remanescente, é possível fazer uma estimativa do que foi perdido com o desflorestamento até 2017. Além do elevado número de espécies vegetais observados durante a expedição, foi descrito um alto número de espécies de mamíferos e aves, mesmo sendo esta uma paisagem fragmentada.

Há pouca informação disponível sobre a diversidade, abundância relativa e densidade de mamíferos no leste da Amazônia Brasileira (LOPES; FERRARI, 2000). Mais escassos ainda para a região da Baixada Maranhense, porém, muitas espécies de mamíferos não voadores relatados em estudos da Amazônia Maranhense na região do Gurupi também são encontrados na área da Baixada devido ao seu amplo padrão de distribuição geográfico e baixa especificidade de habitat.

Das 27 famílias de mamíferos não voadores com ocorrência observada na Amazônia Maranhense por Oliveira et al. (2011), foram descritos representantes de 23 dessas famílias na área de estudo, correspondendo a 85,2% do total das famílias de mamíferos, onde 05 espécies são consideradas ameaçadas.

Durante a expedição avistamos duas espécies da ordem **Primates**, *Saguinus niger* (Sauim) e *Saimiri sciureus* (Capijuba), esta última comum em matas alagáveis de margens de corpos d'água, sendo observada com frequência em florestas secundárias. Foi descrito também a presença de *Sapajus apella* (Macaco-prego) e *Alouatta ululata* (Guariba), a qual consta da lista de espécies ameaçadas.

Segundo estudos de Buss et al. (2017), a densidade da espécie *Sapajus apella* (macaco-prego) na Amazônia Maranhense varia de 4,7 a 9,3 indivíduos/km². Assim, podemos estimar que entre 4.115 e 8.142 indivíduos, somente dessa espécie, podem ter sido afetados com o desmatamento na área de estudo (tabela 2).

Dentre os **Carnivoros**, a espécie *Lontra longicaudis* (lontra) já foi considerada como “quase ameaçada” na listagem nacional, mas atualmente é considerada “vulnerável” no Maranhão. Uma espécie muito sensível a alterações ambientais segundo Oliveira et al. (2011), é *Speothos venaticus* (cachorro-do-mato) que está cada vez sendo menos observada na região. A situação mais preocupante é da família Felidae, onde as três espécies descritas - *Leopardus wiedii* (Gato-maracajá ou Maracajá-peludo), *Leopardus tigrinus* (Maracajá) e *Puma yagouaroundi* (Gato-mourisco) – sofrem com a perda e fragmentação do habitat, a caça indiscriminada das suas espécies-presa, e da ameaça que potencialmente representam à criação de animais.

O tamanho das populações de *L. tigrinus*, assim como a das demais espécies de pequeno-médio porte do Brasil (à exceção de *L. pardalis*), é intrinsicamente pequeno. As densidades variam tipicamente entre 0.01-0.05 animais/km² (OLIVEIRA et al., 2013). Outra espécie descrita em nossa área de estudo, *Puma yagouaroundi* tem ampla distribuição no Brasil, porém ocorre em baixas densidades populacionais, a mesma de *L. tigrinus* (0,01-0,05 ind/km²) (ALMEIDA et al., 2013). A perda de cada uma dessas espécies na área de estudo pode ter sido de 9 a 44 indivíduos.

Dentre os **Xenarthra**, foram descritos 6 espécies entre tatus, tamanduás e preguiças, sendo que *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba) é comumente encontrada e pode estar se beneficiando com o processo de degradação ambiental. O grupo dos roedores **Rodentia** e **Lagomorpha** foi aquele com a maior quantidade de espécies descritas (10 espécies), quase 50% do que já foi registrado para Amazônia Maranhense (21 espécies) (OLIVEIRA et al., 2011).

Em relação ao grupo das aves, foram descritas 36 espécies as quais conseguimos relacioná-las ao seu nome científico, como *Jacana jacana* (jaçanã), *Ramphocelus carbo carbo* (pipira-vermelha), *Egretta thula thula* (garça), *Cairina moschata* (Pato-do-mato), dentre outras, conforme lista em anexo. Não conseguimos relacionar o nome científico de 7 espécies: aratoí, jereba, macari, pecupá, pedriz ou perdiz, siriquara e taquiri. Isso pode ocorrer devido à variação de nome popular de região para região.

O Maranhão possui uma das avifaunas mais ricas do mundo, com mais de 640 espécies, onde 503 desse total referem-se a espécies de aves que ocorrem na parte amazônica (OREN; ROMA, 2011). Por não encontrarmos estudos sobre a densidade da avifauna na Amazônia Maranhense, utilizaremos dados de Vieira; Silva; Toledo (2005), onde relatam que a estimativa é de 1.658 indivíduos em um único quilômetro quadrado de floresta amazônica. Dessa forma, a perda de aves na área de estudo pode ter chegado a 1.451.579 indivíduos devido ao desmatamento.

Tabela 3 - Estimativa de perda de biodiversidade a partir da perda de floresta primária (875,50km²)

Grupo	Densidade Indivíduos/km ²	Perda	Referência
Árvores	42.700 a 45.900	Entre 37.383.850 e 40.185.450	Steege et al. (2003)
	57.000	49.903.500	Muniz (2011)
Primatas (<i>Sapajus apella</i>)	4,7 - 9,3	Entre 4.115 e 8.142	Buss et al. (2017)
Felinos (<i>L. tigrinus</i>)	0.01- 0.05	Entre 9 a 44	Oliveira et al. (2013)
Felinos (<i>Puma yagouaroundi</i>)	0.01- 0.05	Entre 9 a 44	Almeida et al. (2013)
Aves	1.658	1.451.579	Vieira, Silva, Toledo (2005)

3.4 Análise da degradação da floresta a partir do cálculo da Tendência de EVI

Tanto o coeficiente de regressão de determinação (R^2) bem como a regressão linear foram recuperadas para cada pixel para mostrar o padrão espacial de variação EVI em toda área de estudo. Valores de tendência positiva provavelmente representam um status de vegetação em regeneração, enquanto valores de tendência negativa provavelmente indicam que a vegetação pode ter diminuído a velocidade do crescimento ou ter começado a declinar na cobertura verde após uma perturbação (Figura 6a e b).

Ao analisar a cobertura florestal referente à Floresta Primária, verificamos que de um total de 89.837 pixels, quase 74,1% foram encontrados na classe de tendência EVI positiva, 0,2% na classe de tendência EVI negativa e 25,7% na classe nula. Em relação à Floresta Secundária constatamos que de um total de 932.053 pixels, 60,9% foram encontrados na classe de tendência EVI positiva, 0,6% na classe de tendência EVI negativa e 38,5% na classe nula (Tabela 3).

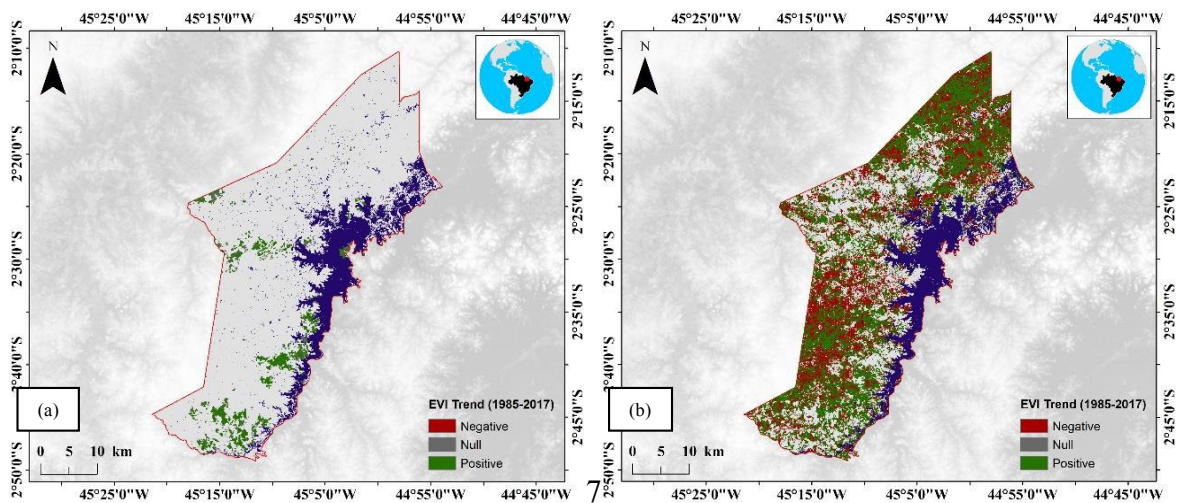


Figura 6 - Distribuição espacial do teste de Mann-Kendall (τ) da tendência do o EVI_{max} . Em (a) Tendência EVI em Floresta Primária e (b) Tendência EVI em Floresta Secundária.

Esperava-se encontrar, e encontramos, uma tendência positiva superior à tendência negativa nas florestas primárias, considerando que nestas não ocorreu processo de degradação pois são florestas intactas. Já nas florestas secundárias, o objetivo foi mensurar o nível de degradação. Por pressuposto, sendo uma vegetação secundária, esta já teria sofrido perturbação, mas através da análise de tendência do EVI é possível saber se a vegetação da área de estudo estaria em regeneração, indicada por tendências de EVI positivo, ou se continuaria a sofrer degradação (por exemplo queimadas e corte raso), o que consequentemente diminui a cobertura vegetal e/ou a velocidade de rebrota, indicando uma tendência de EVI negativo.

Se cruzarmos com os dados de idades florestais (Figuras 7 e 8a e b), verificamos então, que existe uma tendência positiva (>60%) que indica que a floresta secundária da área de estudo estaria em um avançado estágio de regeneração e que 55,3% desta área possui mais de 33 anos.

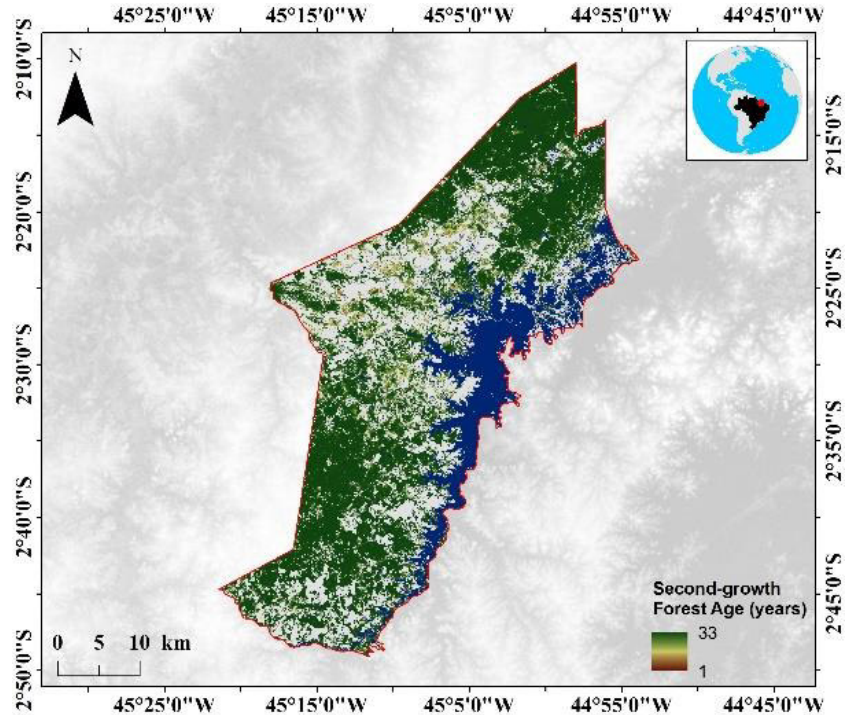


Figura 7 – Distribuição Espacial das Idades Florestais.

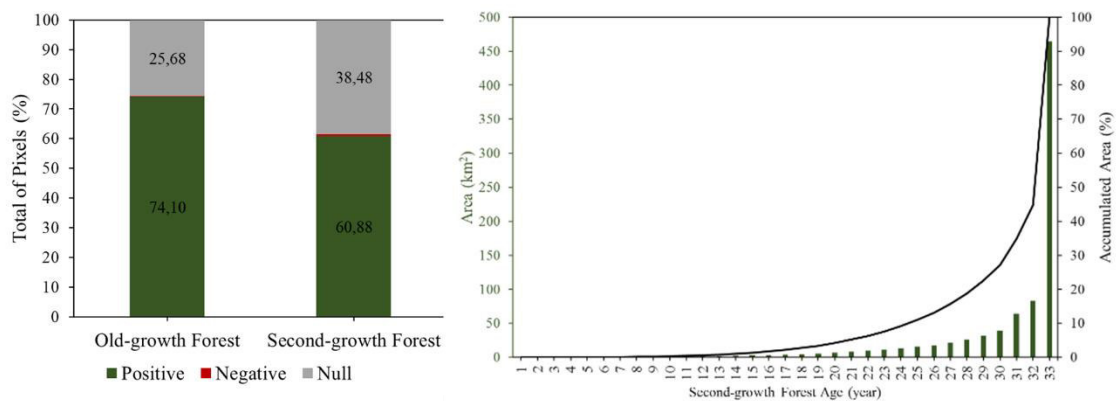


Figura 8 (a) – Tendências EVI por número de pixel em florestas primárias e secundárias; (b) Percentual por idade florestal.

Tabela 4 - Dinâmica de tendência de EVI em florestas primárias e secundárias. Tendências positivas e negativas têm nível de 90% de significância.

	Area	Pixels (8km resolution)	Positive trend (%)	Negative trend (%)	Null trend (%)
Primary Forest	80,89	89837	74,1	0,2	25,7
Secondary Forest	832,93	932053	60,9	0,6	38,5

4. DISCUSSÕES

4.1 Perda de cobertura vegetal provocada pela dinâmica de uso e cobertura da terra

O processo de ocupação da Baixada Maranhense remonta ao início do Brasil Imperial. O surgimento da cidade de Pinheiro ocorreu em 1819, e os primeiros moradores tinham como principal atividade econômica a pecuária, beneficiado pelos pastos naturais existentes nos campos inundáveis (CARVALHO; SILVA; CORDEIRO, 2011).

Atualmente, a cidade de Pinheiro é o maior polo econômico na Bacia Hidrográfica do Rio Pericumã, onde se concentra uma gama de serviços da região, oferecendo os melhores serviços bancários, hospitalares, escolares, entre outros. A percepção ambiental do espaço urbano da cidade de Pinheiro permite inferir que o crescimento apresenta-se desvinculado do desenvolvimento da infraestrutura urbana e socioambiental (VIEGAS, 2015).

A bubalinocultura foi inserida na região a partir da década de 1960, e a vegetação passou a ser modificada com a criação extensiva do búfalo. Ao longo do trecho do rio Pericumã, há um grande número de moradias usadas por pescadores e moradores ribeirinhos que sobrevivem de atividades como a criação de búfalos, caça e pesca, e de forma rudimentar da agricultura de subsistência. O município depende diretamente do comércio e dos bens de serviços.

O uso do solo na área de estudo ocorre de várias maneiras: agricultura de subsistência, pecuária extensiva, extrativismo vegetal e animal. Os alimentos cultivados são mandioca, arroz, milho, feijão e algumas hortaliças, plantados da mesma forma como faziam os primeiros habitantes da região com pouca ou nenhuma tecnologia, podendo-se encontrar, pontualmente, algumas áreas diferenciadas. A agricultura familiar e tradicional é a principal atividade da população da Baixada Maranhense e das planícies Costeira e Fluvial, embora a mecanização já esteja presente em algumas áreas, notadamente na rizicultura (VIEGAS, 2015).

Essas alterações dos ambientes naturais, com sua diminuição em extensão e integridade, são indicativas de contínuo declínio da biodiversidade. Assim, mudança no uso da terra, com a conversão do ecossistema original para outros usos como agricultura, pecuária, urbanização e desenvolvimento de infraestrutura, teriam efeitos diretos sobre a diversidade biológica (VIEIRA; SILVA; TOLEDO, 2005), constituindo uma ameaça ao funcionamento contínuo de muitos serviços ecossistêmicos (TURUBANOVA et al., 2018).

Para Noss, 1990, quando ocorre a fragmentação de um ambiente, a diversidade geral da comunidade pode permanecer a mesma ou até aumentar, mas a integridade da

comunidade foi comprometida com uma invasão de espécies daninhas e a perda de espécies incapazes de persistir em pequenas manchas isoladas de habitat. As mudanças qualitativas nas escalas local e regional correspondem a uma homogeneização de floras e faunas. À medida que uma região biogeográfica perde progressivamente seu caráter, a biodiversidade global diminui.

4.2 Dinâmica de inundação e perda de biodiversidade

Por ser um Sítio Ramsar, uma zona úmida selecionada com base na significância internacional em termos de ecologia, botânica, zoologia, limnologia e hidrologia, a área de estudo sofre diretamente interferências do clima na manutenção da biodiversidade. O efeito da floresta amazônica na regulação hidrológica e do clima é particularmente importante no Maranhão, onde estudos recentes indicam que o Maranhão está entre os estados mais vulneráveis ao risco de mudanças climáticas no Brasil (ALMEIDA; WELLE; BIRKMANN, 2016).

Dentro do ciclo hidrológico, a precipitação e a temperatura são variáveis climáticas fundamentais para o entendimento da dinâmica do meio físico (SILVA et al., 2016). Por isso, é necessário a compreensão dessas variáveis para entender a fragilidade do ecossistema em estudo.

Nossos resultados mostraram que temos corpos hídricos perenes, e uma grande área inundável sazonal, a qual sofre interferência direta da precipitação da região. Os resultados do trabalho de Silva et al. (2016) mostraram para o bioma amazônico no Maranhão, que existe tendências de diminuição na precipitação no período seco e tendência de aumento no período chuvoso, evidenciando que os períodos chuvosos estão mais intensos enquanto os períodos secos estão menos úmidos.

Corroboram com estes dados Reschke et al., (2019), na recente publicação do Zoneamento Ecológico Econômico para o bioma Amazônico no Maranhão, onde mostram que para projeção de um cenário otimista, entre os anos de 2020 e 2059, deverá ser ainda mais seco no trimestre de Julho a Setembro, com taxa de redução de chuvas variando entre 20,5%, no norte da região a 34,5% nas partes oeste, sul e leste. Os totais pluviométricos no trimestre de Outubro a Dezembro, deverão ser mais elevados em relação as condições normais no norte da região (em torno de 45%), com taxas negativas no Sul (-25%) (RESCHKE et al., 2019).

Uma implicação do déficit hídrico causado pela diminuição da precipitação e que resulta em menor área inundável, é que as áreas alagadas fornecem serviços ecológicos fundamentais para as espécies de fauna e flora e para o bem-estar da população local. Espécies

aquáticas podem declinar trazendo consequências em cadeia para todo ecossistema. Além disso, esses ambientes cumprem um papel relevante de caráter socioeconômico e cultural.

À esse respeito Mackay et al. (2009), explica que as zonas úmidas são refúgios para a vida selvagem, vitais para o ciclo da água e estão ameaçadas. As zonas úmidas estão espalhadas por todo o mundo em todas as regiões biogeográficas, fornecendo uma gama de serviços ecossistêmicos de importância crítica e apoiando os meios de subsistência e o bem-estar de muitas pessoas, direta e indiretamente.

Silva et al., (2016), lembra que alterações nas variáveis climáticas como temperatura e precipitação podem ter influência nesses ambientes, sendo uma ameaça significativa à sobrevivência desses ecossistemas, com vários efeitos potenciais sobre indivíduos, populações e comunidades.

4.3 Perda de Biodiversidade a partir da perda de Floresta Primária

Procuramos demonstrar como a biodiversidade vem sendo afetada com a retirada de florestas primárias na área de estudo, fornecendo dados científicos associados ao conhecimento tradicional de quem vive há várias décadas na região. Estes dados servem como testemunho da grande diversidade de espécies presentes nesses ambientes, e que necessitam um olhar atento da comunidade científica e da gestão pública.

É evidente que a fragmentação florestal traz inúmeros efeitos sobre a vida selvagem amazônica. Diversos estudos revelam que muitos grupos de aves, primatas e mamíferos entram em declínio e podem até desaparecer em florestas fragmentadas (LAURANCE; VASCONCELOS; LOVEJOY, 2000). Contudo, para Turner e Corlett (1996), em áreas altamente desmatadas, até mesmo um pequeno fragmento florestal pode desempenhar um papel crítico na conservação e restauração da biodiversidade.

A perda, fragmentação e degradação dos habitats, sem dúvida está entre as maiores ameaças por que passam os mamíferos da Amazônia maranhense. A perda está em maior ou menor escala associada à formação de pastos para criação de gado ou para plantio, enquanto a degradação das matas está associada à exploração irracional da madeira e mineração. A caça excessiva, tanto para aproveitamento da carne quanto para controle de predadores, assim como as zoonoses, numa menor escala, também representam ameaças a algumas espécies (OLIVEIRA et al., 2011).

Segundo estudos de Lopes e Ferrari (2000), os mamíferos mais afetados pela antropização no leste da Amazônia foram os frugívoros, com um papel fundamentalmente

importante na dispersão de sementes, e o seu eventual declínio e/ou extinção trariam sérias consequências a longo prazo para os ecossistemas da floresta tropical. Buss et al. (2017), chamam atenção para a importância da preservação dos remanescentes de floresta primária da Amazônia Maranhense na conservação de primatas.

Segundo estudos de vulnerabilidade da avifauna da Amazônia Maranhense, provavelmente esta é uma das avifaunas mais ameaçadas de extinção da Amazônia brasileira na atualidade, devido ao elevado grau de fragmentação de suas florestas nativas. (OREN; ROMA, 2011).

Sabemos que grande parte da diversidade ornitológica da Amazônia Maranhense ocorre no Mosaico Gurupi. Mas precisamos chamar a atenção para o contexto em que se encontra a APA da Baixada Maranhense, sendo uma região de interesse internacional para a preservação de aves aquáticas e de transição entre ambientes alagados e remanescentes florestais, sendo reconhecida tal importância ao ser selecionada como um Sítio Ramsar.

Da mesma forma, é uma região importante para preservação de mamíferos, onde revelou-se ainda existir espécies que constam na lista de espécies ameaçadas como *Speothos veneticus* e *L. tigrinus*. Além disso, espécies como *Puma yagouaroundi* habita florestas de planícies e matas, e utiliza ambientes florestais primários e secundários. (ALMEIDA et al., 2013), observa que em ambientes alterados *P. yagouaroundi* pode ser observada utilizando a matriz circundante não-florestal desde que esteja associada à matriz natural.

Desta forma, observamos com preocupação dados que mostram que no Maranhão, as florestas remanescentes, incluindo aquelas legalmente protegidas, continuam a desaparecer rapidamente devido à extração ilegal, à conversão de terras para a pecuária e às queimadas. Somente em 2019, entre os estados com maior quantitativo de focos de queimadas na região nordestina, o Maranhão ocupou o primeiro lugar, com 7.164 focos no segundo trimestre. Entre os municípios com maior quantitativo, cinco possuem em seu território áreas protegidas reconhecidas como unidades de conservação (UC) e terras indígenas (INPE, 2019; IMESC, 2019). Isto significa que mesmo as florestas primárias estando em áreas protegidas, estas correm o risco de desaparecer devido à falta de comando e controle. Além disso, a prática de corte e queima ainda é utilizada pelas comunidades locais para manejar a pastagem e preparar o solo para a agricultura, principalmente para o plantio de culturas alimentares de ciclo curto (SILVA et al., 2019).

Mesmo com a taxa de desmatamento da floresta amazônica sendo decrescente desde 2008 no Maranhão, a maior parte da perda florestal recente se deve à extração ilegal de madeira, incluindo em Áreas Protegidas. Somado à isto, outro ponto de preocupação é que de

acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012), algumas áreas florestais em propriedades rurais ainda estão disponíveis para o desmatamento legal (CELENTANO et al., 2017).

Todos esses fatores convergem para a perda de biodiversidade, que segundo Vieira; Silva; Toledo (2005), é totalmente irreversível. Sempre é possível evitar a erosão dos solos e recuperar corpos d'água e ciclagem de nutrientes utilizando sistemas ecológicos simplificados, mas é impossível trazer de volta espécies extintas.

À esse respeito, Ceballos et al. (2017), alerta que a Terra está passando pelo sexto evento de extinção em massa ao analisar o declínio e extirpações globais de espécies de vertebrados, causadas principalmente pela superexploração, perda de habitat e perturbações climáticas. Tal evento terá efeitos negativos com consequências em cascata sobre o funcionamento e os serviços ecossistêmicos, essenciais para sustentar a civilização.

Portanto, faz-se importante o cumprimento do compromisso internacional que o Brasil assumiu em 2015 durante a COP-21 em Paris, de reduzir o desmatamento ilegal da Amazônia para zero e restaurar 12 milhões de hectares de floresta até 2030. Este compromisso foi reafirmado em 2016 ao aderir o Bonn Challenge.

Além disso, é necessário que ações concretas e integradas das esferas federal e estadual possam priorizar nosso patrimônio biológico, pois assumindo uma postura ambientalmente comprometida, os benefícios ultrapassam a barreira ecológica, com efeitos positivos sobre a sociedade e a economia.

4.4 Análise de Tendência de EVI como indicador para Conservação da Floresta

A partir dos dados obtidos neste estudo verificamos que a maior parte da floresta existente na área de estudo é secundária, e que mais de 55% dela possui mais de 33 anos. Além disso, através da análise de tendência verificamos que a mesma encontra-se em um avançado estágio de regeneração, e que por isso, deveria receber especial atenção para conservação.

Segundo dados do INPE (2014), 19.900 km² do bioma Amazônico no estado do Maranhão são cobertos por floresta secundárias, o que corresponde a 26,8% da área desmatada e estão completamente desprotegidas (CELENTANO et al., 2017).

As florestas secundárias ou florestas em regeneração desempenham um papel fundamental na conservação da biodiversidade e no fornecimento de serviços ecossistêmicos como a fixação de carbono na atmosfera, desde que seja protegido de desmatamento adicional.

A análise de tendência (positiva ou negativa) nas taxas de rebrota florestal é de interesse para cientistas e gestores de terras que, juntos, avaliam a sensibilidade dos ecossistemas florestais naturais às mudanças climáticas. É provável que um aumento na frequência de perturbações aumente a taxa na qual a vegetação natural deve responder (positiva ou negativamente) às mudanças climáticas futuras (LI; POTTER, 2012).

Portanto, tão importante quanto as florestas primárias, as florestas secundárias na região amazônica do Maranhão desempenham um papel essencial na conservação da biodiversidade. Exemplos da importância biológica dessas florestas são dados por outros países, a exemplo da Costa Rica, que criou o Parque Nacional de Guanacaste em áreas com vegetação secundária (JANZEN, 2000).

Dessa forma, se faz necessária a criação de métodos alternativos e pragmáticos para identificar áreas prioritárias frente à perda acelerada e irreversível da biodiversidade. A definição dessas áreas para a conservação em regiões com informação biológica incompleta constitui um desafio para a ciência (ROCHA, 2006).

Propomos aqui que a análise de tendência de EVI seja uma potencial ferramenta utilizada para este fim, que aliada à avaliação de idades florestais poderá contribuir de forma significativa para a escolha de Áreas Prioritárias para Conservação, considerando a otimização de custos que as ferramentas de sensoriamento remoto proporcionam.

Segundo Mackay et al., 2009, a relação custo-benefício das geotecnologias para áreas úmidas, depende da escala e do tipo de avaliação. Para avaliações em escala regional ou global, o custo e o esforço das técnicas são provavelmente significativamente menores do que as técnicas terrestres, e sua precisão e consistência são maiores, desde que a verdade de campo seja adequada.

Neste estudo, a combinação desses fatores produziu um modelo consistente, a partir de áreas previamente conhecidas, e com ocorrência de importantes espécies usadas como referencial de controle (Figura 9).

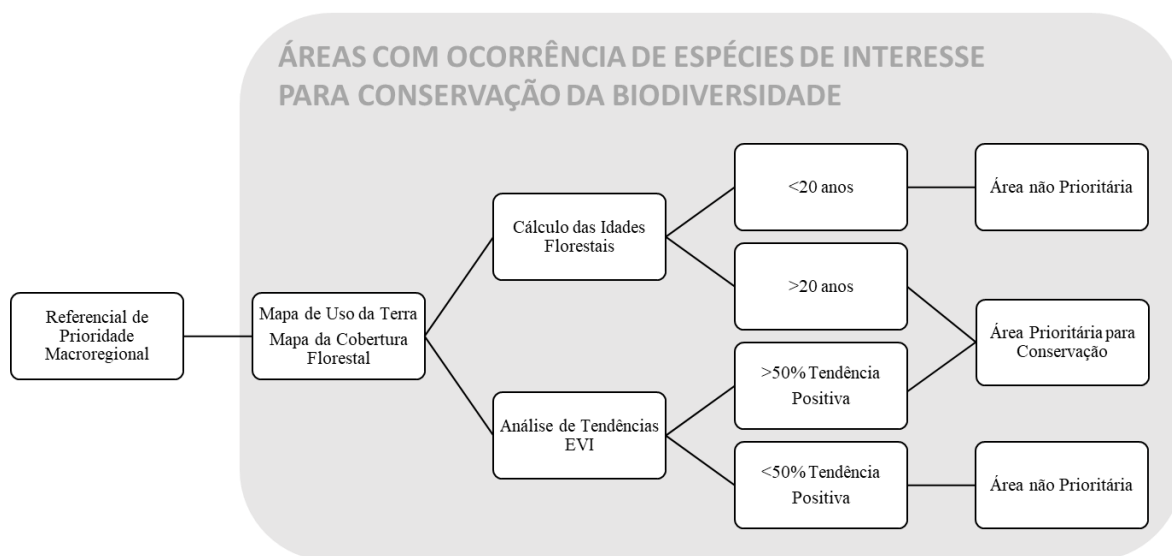


Figura 9 – Proposta metodológica para auxiliar na escolha de Áreas Prioritárias para Conservação

A vantagem de se trabalhar esse método é a possibilidade de utilizar maiores escalas (considerando que grande parte dos materiais produzidos em nosso país são em escala pequena e cada unidade mapeada representa extensas superfícies do território). Além disso, a maioria dos métodos discutidos na literatura para a seleção de áreas prioritárias é voltada para extensas áreas naturais, com pouca interferência antrópica. Aqui propomos que este método possa auxiliar a implantação de ações para a conservação em paisagens fragmentadas, primárias ou secundárias, e que continuam a desempenhar papel fundamental na manutenção da biodiversidade.

5. CONCLUSÃO

A perda de biodiversidade é indicada como um dos principais problemas de conservação no Brasil e no mundo. Nós avaliamos a perda de biodiversidade a partir da perda de floresta primária em uma zona úmida de importância internacional. Utilizamos ferramentas de sensoriamento remoto que aliadas ao conhecimento da área e à uma base com referencial de espécies puderam demonstrar a importância da manutenção desses ambientes no fornecimentos dos serviços ecossistêmicos.

Propomos uma nova metodologia para definição de áreas prioritárias para conservação, baseada na análise de tendência de EVI e avaliação de idades florestais e defendemos a conservação das florestas primárias e secundárias para manutenção da biodiversidade. Afirmamos que é necessária informação adequada para informar o público em

geral e os formuladores de políticas sobre a importância das áreas úmidas e promover sua conservação e proteção em todo o mundo.

Nesse contexto, as geotecnologias podem desempenhar um papel importante na obtenção de informações adequadas para apoiar o mapeamento e o inventário como base para avaliação e monitoramento orientados para o gerenciamento. A sobrevivência da biodiversidade tropical é improvável sem uma proteção efetiva, a qual deve priorizar as áreas de grande importância biológica e sobre grande pressão antrópica.

REFERÊNCIAS

ABREU, R. C. R. et al. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science Advances**, v. 3, n. 8, p. e1701284, 2017.

ALMEIDA, L. B. DE et al. Avaliação do estado de conservação do gato-mourisco (*Puma yagouaroundi*) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 99–106, 2013.

ALMEIDA, L. Q. DE; WELLE, T.; BIRKMANN, J. Disaster risk indicators in Brazil: A proposal based on the world risk index. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 17, n. March 2018, p. 251–272, 2016.

ANYAMBA, A.; TUCKER, C. J. Analysis of Sahelian vegetation dynamics using NOAA-AVHRR NDVI data from 1981–2003. **Journal of Arid Environments**, v. 63, n. 3, p. 596–614, nov. 2005.

ARAGÃO, L. E. O. C. The rainforest 's water pump. **Nature**, v. 489, p. 8–9, 2012.

BARLOW, J. et al. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **PNAS**, v. 104, n. 47, p. 18555–18560, 2007.

BAWA, K. S.; SEIDLER, R. Natural Forest Management and Conservation of. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 46–55, 1998.

BERT, T. M. et al. Methodologies for conservation assessments of the genetic biodiversity of aquatic macro-organisms. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 3, p. 387–408, 2002.

BRAGA, K. R. R. **Avaliação da sustentabilidade das formas de uso e manejo de matas ciliares do alto curso do rio Pericumã, Baixada Maranhense**. [s.l.] Universidade Federal do Maranhão, 2006.

BUSS, G. et al. Abundância e densidade de primatas na Reserva Biológica do Gurupi, Maranhão, Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 0, n. 2, p. 47–57, 2017.

CARVALHO, J. V.; SILVA, T. R. C.; CORDEIRO, A. F. Modificações socioambientais decorrentes da construção da barragem do rio Pericumã, na área de influência da cidade de Pinheiro-estado do Maranhão-Brasil. **Revista Geográfica de América Central**, p. 1–16, 2011.

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; DIRZO, R. Biological annihilation via the ongoing sixth

mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. **PNAS**, 2017.

CELENTANO, D. et al. Land Use Policy Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state , Brazil. **Land Use Policy**, v. 68, n. July, p. 692–698, 2017.

DAVIDSON, E. A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, p. 321–328, 2012.

FAO FRA. Forest Resources Assessment 2015: Terms and Definitions. **FAO report**, p. 36, 2012.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia : dinâmica , impactos e controle. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 3, p. 395–400, 2006.

FILGUEIRAS, T. et al. Caminhamento: um metodo expedito para levantamentos floristicos qualitativos. In: **Cadernos de Geociencias**. Rio de Janeiro: Embrapa Florestas, 1994. p. 39–43.

FRANÇA, T. A.; MENDONÇA NETO, O.; FARIAS FILHO, M. S. De microrregião à Unidade de Conservação: o descumprimento da legislação ambiental e a degradação ambiental da Baixada Maranhense. In: FARIAS FILHO, M. S. (Ed.). . **O espaço geográfico da Baixada Maranhense**. São Luís, MA: JK Gráfica Editora, 2012.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. DE G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica — Belo Horizonte : Conservação Internacional, 2005.

GARCIA, F. I.; MARINI, M. Â. Estudo comparativo entre as listas global, nacional e estaduais de aves ameaçadas no Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 24–49, 2006.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378–381, 2011.

GORELICK, N. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, jul. 2017.

GROSS, M. How can we save forest biodiversity ? **Current Biology**, v. 26, n. 22, p. R1167–R1170, 2016.

HUETE, A. et al. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1–2, p. 195–213, nov. 2002.

IMESC. Relatório Queimadas abr./jun. **Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos**, v. 4, 2019.

JANZEN, D. H. Costa Rica’s Area de Conservación Guanacaste: A long march to survival through non-damaging biodevelopment. **Biodiversity**, v. 1, n. 2, p. 7–20, 2000.

JASSBY, A. D.; CLOERN, J. E. **Package ‘wq’**.

KENDALL, M. G. **Rank Correlation Methods**. London: Charles Griffin, 1975.

KORMOS, C. F. et al. Primary Forests: Definition, Status and Future Prospects for Global Conservation. **Encyclopedia of the Anthropocene**, n. July, p. 1–11, 2017.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Forest loss and fragmentation in the Amazon: Implications for wildlife conservation. **Oryx**, v. 34, n. 1, p. 39–45, 2000.

LI, S.; POTTER, C. Vegetation regrowth trends in post forest fire ecosystems across North America from 2000 to 2010. **Natural Science**, v. 04, n. 10, p. 755–770, 2012.

LOPES, M. A.; FERRARI, S. F. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1658–1665, 2000.

MACKAY, H. et al. The role of Earth Observation (EO) technologies in supporting implementation of the Ramsar Convention on Wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 7, p. 2234–2242, 2009.

MANN, H. B. Nonparametric Tests Against Trend. **Econometrica**, v. 13, n. 3, p. 245, jul. 1945.

MAPBIOMAS. Amazon - Appendix - Collection 4 - Version 1. In: [s.l: s.n.].

MITCHARD, E. T. A.; FLINTROP, C. M. Woody encroachment and forest degradation in sub-Saharan Africa's woodlands and savannas 1982–2006. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1625, p. 20120406, set. 2013.

MORALES-HIDALGO, D.; OSWALT, S. N.; SOMANATHAN, E. Forest Ecology and Management Status and trends in global primary forest , protected areas , and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015 q. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 68–77, 2015.

MUNIZ, F. H. A Vegetação da região de transição entre a Amazônia e o Nordeste, Diversidade e Estrutura. In: MOURA, E. G. DE (Ed.). . **Agroambientes de Transição: Entre o Trópico Úmido e Semi-árido Maranhense**. São Luís, MA: UEMA, 2004.

MUNIZ, F. H. Efeito do manejo florestal sobre a composição florística e fitossociologia da floresta na Amazônia maranhense. In: MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. DE (Eds.). . **Amazônia Maranhense: diversidade e conservação**. Belém: MPEG, 2011. p. 119–144.

NOSS, R. F. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. **Conservation Biology**, v. 4, n. 4, p. 355–364, 1990.

OLIVEIRA, T. G. DE et al. Mamíferos da Amazônia Maranhense. In: **Amazônia Maranhense : diversidade e conservação**. Belém: MPEG, 2011. p. 251–270.

OLIVEIRA, T. G. DE et al. Avaliação do risco de extinção do Gato-do-mato *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, p. 56–65, 2013.

OREN, D. C.; ROMA, J. C. Composição e vulnerabilidade da avifauna da Amazônia maranhense, Brasil. In: MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. DE (Eds.). . **Amazônia maranhense: diversidade e conservação**. Belém: MPEG, 2011. p. 221–248.

- POTAPOV, P. et al. The last frontiers of wilderness : Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. **Science Advances**, p. 1–14, 2017.
- POWELL, R. L. et al. Sources of error in accuracy assessment of thematic land-cover maps in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing of Environment**, v. 90, n. 2, p. 221–234, 2004.
- RESCHKE, G. DE A. et al. Climatologia Regional. In: CATUNDA, P. H. DE A.; SILVA, D. L. J. B. DA (Eds.). . **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Maranhão – ZEE. Etapa bioma amazônico**. [s.l.] IMESC, 2019. p. 79–140.
- ROCHA, C. H. Seleção de Áreas Prioritárias para a Conservação em Paisagens Fragmentadas: Estudo de Caso nos Campos Gerais do Paraná. **Natureza Conservação**, v. 4, p. 77–99, 2006.
- ROSAN, T. M. et al. Extensive 21st-Century Woody Encroachment in South America’s Savanna. **Geophysical Research Letters**, v. 46, n. 12, p. 6594–6603, jun. 2019.
- SEN, P. K. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall’s Tau. **Journal of the American Statistical Association**, v. 63, n. 324, p. 1379, dez. 1968.
- SHIMABUKURO, Y. E.; NOVO, E. M.; PONZONI, F. J. Índice de vegetação e modelo linear de mistura espectral no monitoramento da região do Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, p. 1729–1737, 1998.
- SILVA, F. B. et al. Evidências de mudanças climáticas na região de transição Amazonia-Cerrado no Estado do Maranhão. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 3, p. 330–336, 2016.
- SILVA, V. A. R. et al. Climatic and Anthropic Influence on the Geodiversity of the Maranhão Amazon Floodplain. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 18, 2019.
- SPRACKLEN, D. V. ET AL. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. **Nature**, v. 489, p. 282–285, 2012.
- STEEGE, T. et al. A spatial model of tree alpha-diversity and tree density for the Amazon. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 2255–2277, 2003.
- STONE, A. I. et al. Non-volant mammalian diversity in fragments in extreme eastern Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 6, p. 1685–1694, 2009.
- TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 8, p. 330–333, 1996.
- TURUBANOVA, S. et al. Ongoing primary forest loss in Brazil, Democratic Republic of the Congo, and Indonesia. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, 2018.
- VIEGAS, J. C. **Diagnóstico dos agentes e processos atuantes na fragmentação da paisagem na bacia hidrográfica do rio Pericumã, ambiente de Amazônia Maranhense**. Presidente Prudente: [s.n.].

VIEIRA, I. C. G.; SILVA, J. M. C. DA; TOLEDO, P. M. DE. Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 153–164, 2005.

Anexo 1 – Registro fotográfico da expedição de campo





Anexo 2 - Lista de Mamíferos Não Voadores

Mamíferos não voadores			
Ordem	Família	Espécie	Nome Comum
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Mucura
		<i>Micoreus demerarae</i>	Mucuri
XENARTHRA	Myrmecophagidae	<i>Cyclopes didactylus</i>	Tamanduá-i
		<i>Tamandua tetradactyla</i>	Mambira
	Bradypodidae	<i>Bradypus variegatus</i>	Preguiça
	Megalonychidae	<i>Choloepus didactylus</i>	Preguiça-real
	Dasypodidae	<i>Dasybus novemcinctus</i>	Tatu-verdadeiro
		<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba
PRIMATES	Callitrichidae	<i>Saguinus niger</i>	Sauim
	Cebidae	<i>Saimiri sciureus</i>	Capijuba
		<i>Sapajus apella</i>	Macaco-prego
Atelidae	<i>*Alouatta ululata</i>	Guariba	
CARNIVORA	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Raposa
		<i>*Speothos venaticus</i>	Cachorro-do-mato
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Quati
		<i>Procyon cancrivorus</i>	Guaxinim
	Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	Gambá
	Mustelidae	<i>*Lontra longicaudis</i>	Lontra
		<i>*Leopardus wiedii</i>	Maracajá-peludo
	Felidae	<i>*Leopardus tigrinus</i>	Maracajá
<i>Puma yagouaroundi</i>		Gato-mourisco	
ARTIODACTYLA	Tayassuidae	<i>Tayassu tajacu</i>	Caititu
	Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro
<i>Mazama gouazoubira</i>		Veado-foboca	
RODENTIA	Sciuridae	<i>Sciurus aestuans</i>	Quatipuru
	Cricetidae	<i>Nectomys squamipes</i>	Rato-d'água
		<i>Rhipidomys mastacalis</i>	Rato
		<i>Oxymycterus amazonicus</i>	Rato-do-brejo
	Caviidae	<i>Galea spixii</i>	Preá
	Agoutidae	<i>Agouti paca</i>	Paca
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	Cutia
Hydrochaeridae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	
Echimyidae	<i>Dactylomys dactylinus</i>	Rato-de-bambu	
LAGOMORPHA	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Coelho

Anexo 3 – Lista de Aves

Ordem	Família	Espécie	Nome Comum
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Tinamus guttatus Pelzeln</i>	Nambu
		<i>Crypturellus soui</i>	Surulina ou Sururina
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Butorides striatus striatus</i>	Socó
		<i>Egretta thula thula</i>	Garça
	Threskiornithidae	<i>Eudocimus ruber</i>	Guará
Anseriformes	Anatidae	<i>Dendrocygna bicolor</i>	Marreca-peba
	Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis autumnalis</i>	Marreca
	Anatidae	<i>Sarkidiornis melanotos sylvicola</i>	Pato-de-crista
	Anatidae	<i>Cairina moschata</i>	Pato-do-mato
Falconiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Urubu-preto
	Cathartidae	<i>Cathartes aura ruficollis Spix</i>	Urubu-de-cabeça-vermelha
	Accipitridae	<i>Gampsonyx swainsonii swainsonii Vigors</i>	Gaviãozinho
	Accipitridae	<i>Buteogallus urubutinga urubutinga</i>	Gavião-preto
	Pandionidae	<i>Pandion haliaetus carolinensis</i>	Águia-pesqueira
	Falconidae	<i>Micrastur ruficollis ruficollis</i>	Falcão-caburé
	Falconidae	<i>Milvago chimachima chimachima</i>	Carrapateiro
Galliformes	Cracidae	<i>Penelope superciliaris superciliaris</i>	Jacupeba
	Cracidae	<i>Mitu tuberosa</i>	Mutum-cavalo
Gruiformes	Rallidae	<i>Gallinula chloropus galeata</i>	Galinha-d'água
		<i>Porphyrio martinica</i>	Japeçoca
	Eurypygidae	<i>Eurypyga helias helias</i>	Pavãozinho-do-pará
	Aramidae	<i>Aramus guarana guarana</i>	Carão
Charadriiformes	Jacaniidae	<i>Jacana jacana jacana</i>	Jaçanã
	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis lampronotus</i>	Quero-quero
	Scolopacidae	<i>Bartramia longicauda</i>	Maçarico-de-campo
Columbiformes	Columbidae	<i>Leptotila verreauxi brasiliensis</i>	Juriti-pupu
Opisthocomiformes	Opisthocomidae	<i>Opisthocomus hoazin</i>	Cigana
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Crotophaga ani Linnaeus</i>	Anu-preto
Strigiformes	Tytonidae	<i>Otus choliba crucigerus</i>	Corujinha-de-orelha
Caprimulgiformes	Nyctibiidae	<i>Chordeiles acutipennis acutipennis</i>	Bacurau
Apodiformes	Trochilidae	<i>Hylocharis cyanus viridiventris Berlepsch</i>	Beija-flor-roxo
Piciformes	Ramphastidae	<i>Ramphastos vitellinus ariel Vigors</i>	Tucano-de-bico-preto
	Picidae	<i>Melanerpes cruentatus cruentatus</i>	Picapau-de-barriga-vermelha
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus sulphuratus</i>	Bentevi-verdadeiro
	Hirundinidae	<i>Tachycineta albiventer Boddaert</i>	Andorinha-do-rio
	Turdidae	<i>Turdus fumigatus fumigatus Lichtenstein</i>	Sabiá-vermelho
	Emberizidae	<i>Ramphocelus carbo carbo</i>	Pipira-vermelha
N.I.	N.I.	N.I.	Aratói
N.I.	N.I.	N.I.	Jereba
N.I.	N.I.	N.I.	Macari
N.I.	N.I.	N.I.	Pecuapá
N.I.	N.I.	N.I.	Pedriz ou Perdiz
N.I.	N.I.	N.I.	Siriquara
N.I.	N.I.	N.I.	Taquiri

Legenda: N.I.: Não identificada

Anexo 4 – Espécies Vegetais (obs: esta lista foi criada com o objetivo de subsidiar trabalhos futuros, portanto, se faz necessário realização de inventário para ratificação dos nomes científicos).

Família	Espécie	Nome Comum
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i>	Açoita cavalo
Palmae	<i>Maximiliana maripa</i>	Anajá
	<i>Attalea speciosa</i>	Babaçu
	<i>Astrocaryum vulgare</i>	Tucum
Mimosoideae	<i>Parkia sp</i>	Faveira
	<i>Inga sp</i>	Ingá
Bignoniaceae	<i>Sparattosperma leucanthum</i>	Ipê branco
	<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Ipe Roxo
	<i>Tabebuia aurea</i>	Pau darco
Papilionoideae	<i>Zollernia paraensis</i>	Pau Santo
	<i>Dipteryx odorata</i>	Cumaru
	<i>Swartzia flaemingii</i>	Jacarandá-de-veado
	<i>Acrocomia aculeata</i>	Macaúba
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i>	Murici
	<i>Sloanea sp</i>	Murici bravo
Clusiaceae	<i>Rheedia sp</i>	Bacuri
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	Cajazinho
Araceae	<i>Philodendron cordatum</i>	Cipó traquá
Myrtaceae	<i>Psidium sartorianum</i>	Goiabinha
Lecythidaceae	<i>Cariniana legalis</i>	Estopeiro
	<i>Lecythis lurida</i>	Jarana
	<i>Gustavia augusta</i>	Jeniparana
	<i>Holopyxidium latifolium</i>	Inhaúba
Lauraceae	<i>Aniba roseodora Ducke</i>	Cravo
Cecropiaceae	<i>Cecropia sp</i>	Imbaúba
Annonaceae	<i>Guatteria poeppigiana</i>	Envira Preta
	<i>Xylopia Fructescens</i>	Envirachina
	<i>Duguetia sp</i>	Mejuba
Apocynaceae	<i>Himatanthus sucuuba</i>	Janaúba
Leguminosae Caesalpinioideae	<i>Hymenaea sp</i>	Jatobá
	<i>Dialium guianense</i>	jutaí-pororoca
	<i>Copaifera reticulata</i>	Copaíba
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Jenipapo
Sapotaceae	<i>Manilkara amazonica</i>	Maçaranduba
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i>	Maria Mole
Sterculiaceae	<i>Sterculia chicha</i>	Xixá ou Chichã
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i>	Visgueiro
Moraceae	<i>Bagassa guianensis</i>	Tatajuba-poca
Verbenaceae	<i>Vitexpolygama</i>	Tarimã ou Tarumã
Sapindaceae	<i>Talisia sp</i>	Pitomba
Simaroubaceae	<i>Ficus sp</i>	Paparaúba
N.I.	<i>Dinizia excelsa Ducke</i>	Angelim
N.I.	<i>Eschweilera ovata Mart</i>	Atiriba
N.I.	<i>Samanea tubulosa</i>	Burdão
N.I.	<i>Acer campestre</i>	Campestre
N.I.	<i>Terminalia catappa</i>	Chapéu de sol
N.I.	<i>Peperomia pelúcida</i>	Cipó jabuti ou Erva Jabuti
N.I.	<i>Arrabidea chica</i>	Cipó pau
N.I.	<i>Commiphora leptophloeos</i>	Imburagi
N.I.	<i>Calophyllum brasiliense</i>	Guananim
N.I.	<i>Boehmeria cylindrica</i>	Guarapiranga
N.I.	<i>Celtis iguanea</i>	Jameri
N.I.	<i>Chloroleucon sp / Mimosa tenuiflora</i>	Jurema
N.I.	<i>Jacaratia spinosa</i>	Mamãozinho
N.I.	<i>Manihot pseudoglaziovii</i>	Maniçoba
N.I.	<i>Senna macranthera</i>	Pau Bisouro
N.I.	<i>Zygostates bradei</i>	Pau de arapuca
N.I.	<i>Protium heptaphyllum</i>	Pau de Breu

N.I.	<i>Bradburya Virginiana</i>	Pau de rêgo
N.I.	<i>Quassia amara L</i>	Pau quina
N.I.	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Peroba
N.I.	<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i>	Sabiá
N.I.	<i>Aegiphila sellowiana</i>	Tamanqueiro
N.I.	<i>Croton urucurana</i>	Urucurana
N.I.	<i>Eugenia ssp</i>	Vermelhinho
N.I.	N.I.	Vara branca
N.I.	N.I.	Jupió
N.I.	N.I.	Guaribura
N.I.	N.I.	Guajajarra

Legenda: N.I.: Não identificada

CONCLUSÃO



6 CONCLUSÃO

Esta pesquisa demonstrou como a biodiversidade das planícies inundáveis da Amazônia Maranhense vem sendo afetada em decorrência dos impactos decorrentes da ocupação humana na região.

Nossos resultados demonstram que as ferramentas de sensoriamento remoto podem ser muito eficazes no monitoramento e planejamento ambiental voltado para Conservação. No primeiro capítulo verificamos a geodiversidade presente na região, e como esta exerce influência na biodiversidade e no uso da terra. Os produtos obtidos aqui são importantes para subsidiar o entendimento sobre o comportamento deste meio físico em face da ocupação antrópica na região, bem como o planejamento e gestão ambiental urbana.

No segundo capítulo verificou-se as interferências antrópicas e climáticas sobre a geodiversidade da região. Analisamos a distribuição espaço-temporal das queimadas e o incremento do desmatamento ao longo dos últimos 16 anos e sua relação com as variáveis climáticas. Verificamos que existe um padrão espaço-temporal para os focos de calor e que as unidades geológico-ambientais são afetadas de modos diferentes, evidenciando que o uso de fogo e o desmatamento estão mais associados à fatores antrópicos do que a fatores ambientais, dentro do contexto de mudança de uso e cobertura da terra na Amazônia.

No terceiro capítulo discutimos o Uso e Cobertura da Terra e estimamos a perda de biodiversidade a partir da perda de floresta primária em uma zona úmida de importância internacional. Propomos uma nova metodologia para definição de áreas prioritárias para conservação, baseada na análise de tendência de EVI e avaliação de idades florestais e defendemos a conservação das florestas primárias e secundárias para manutenção da biodiversidade.

Dessa forma, acreditamos que esses resultados podem ser importantes para servir de base para estudos mais detalhados sobre inventários de espécies, fragmentação de habitat e regiões potenciais de manutenção da diversidade genética. Além disso, os materiais aqui produzidos poderão ser disponibilizados para tomadores de decisão, para que auxiliem na gestão dessa região potencialmente importante para Conservação da Biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, L. O. et al. Detecção de cicatrizes de áreas queimadas baseada no modelo linear de mistura espectral e imagens índice de vegetação utilizando dados multitemporais do sensor MODIS. TERRA no estado do Mato Grosso, Amazônia brasileira. **Acta amazônica**, v. 35, n. 4, p. 445-456, 2005.
- ANTONELI, V.; THOMAZ, E. L. Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista - Guamiranga-PR. **Caminhos da Geografia, Uberlândia**, v. 8, n. 21, p. 46–58, 2007.
- BANDEIRA, Iris Celeste Nascimento. **Geodiversidade do Estado do Maranhão**. Organização: Iris Celeste Nascimento – Teresina: CPRM, 2013.
- BARTHLOTT, Wilhelm et al. **Geographic patterns of vascular plant diversity at continental to global scales (Geographische Muster der Gefäßpflanzenvielfalt im kontinentalen und globalen Maßstab)**. *Erdkunde*, p. 305-315, 2007.
- BARLOW, J. et al. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **PNAS**, v. 104, n. 47, p. 18555–18560, 2007.
- BATISTA, A. C., 2004. Detecção de incêndios florestais por satélites. *Floresta* 34(2): 237-241. Disponível em: <http://queimadas.cptec.inpe.br/~rqueimadas/material3os/2004_Batista_Deteccao_Floresta_DE3os.pdf>. Acesso em: 20 junho 2011.
- BAWA, K. S.; SEIDLER, R. Natural Forest Management and Conservation of. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 46–55, 1998.
- BEIER, Paul; BROST, Brian. **Use of land facets to plan for climate change: conserving the arenas, not the actors**. *Conservation biology*, v. 24, n. 3, p. 701-710, 2010.
- BÉTARD, François. **Patch-scale relationships between geodiversity and biodiversity in hard rock quarries: case study from a disused quartzite quarry in NW France**. *Geoheritage*, v. 5, n. 2, p. 59-71, 2013.
- CARDILLE, Jeffrey A.; FOLEY, Jonathan A. Agricultural land-use change in Brazilian Amazonia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, n. 4, p. 551-562, 2003.
- CARVALHO, J. V.; SILVA, T. R. C.; CORDEIRO, A. F. Modificações socioambientais decorrentes da construção da barragem do rio Pericumã, na área de influência da cidade de Pinheiro-estado do Maranhão-Brasil. **Revista Geográfica de América Central**, p. 1–16, 2011.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; DIRZO, R. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. **PNAS**, 2017.
- COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. *Nature*, v. 421, n. 6926, p. 913-919, 27 fev. 2003. Disponível em: . Acesso em: 12 nov. 2019.
- CROWTHER, Thomas W. et al. Mapping tree density at a global scale. **Nature**, v. 525, n. 7568, p. 201, 2015.

DANTAS, Marcelo Eduardo et al. **Geodiversidade e análise da paisagem: uma abordagem teórico-metodológica**. *Terræ Didática*, v. 11, n. 1, p. 4-13, 2015.

FAO FRA. Forest Resources Assessment 2015: Terms and Definitions. **FAO report**, p. 36, 2012.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia : dinâmica , impactos e controle. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 3, p. 395–400, 2006.

FRANÇA, T. A.; MENDONÇA NETO, O.; FARIAS FILHO, M. S. De microrregião à Unidade de Conservação: o descumprimento da legislação ambiental e a degradação ambiental da Baixada Maranhense. In: FARIAS FILHO, M. S. (Ed.). . **O espaço geográfico da Baixada Maranhense**. São Luís, MA: JK Gráfica Editora, 2012.

FRANKE, J.; NAVRATIL, P.; KEUCK, V.; PETERSON, K.; SIEGERT, F. Monitoring fire and selective logging activities in tropical peat swamp forests. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 5, n. 6, p. 1811–1820, 2012.

GALOPIM DE CARVALHO, A.M. **natureza: biodiversidade e geodiversidade**. [S.l.: s.n.], 2007. Disponível em:<<http://terraquegira.blogspot.com/2007/05/natureza-biodiversidade-e.html>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378–381, 2011.

GIGLIO, L. et al. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 2, p. 408-420, 2009.

GOPAL, B. **Guidelines for Rapid Assessment of BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES OF WETLANDS**. Delhi: National Institute of Ecology, 2015.

GRAY, Murray; GORDON, John E.; BROWN, Eleanor J. **Geodiversity and the ecosystem approach: the contribution of geoscience in delivering integrated environmental management**. *Proceedings of the Geologists' Association*, v. 124, n. 4, p. 659-673, 2013.

GROSS, M. How can we save forest biodiversity ? **Current Biology**, v. 26, n. 22, p. R1167–R1170, 2016.

HJORT, Jan; HEIKKINEN, Risto K.; LUOTO, Miska. **Inclusion of explicit measures of geodiversity improve biodiversity models in a boreal landscape**. *Biodiversity and Conservation*, v. 21, n. 13, p. 3487-3506, 2012.

HJORT, Jan et al. **Why geodiversity matters in valuing nature's stage**. *Conservation Biology*, v. 29, n. 3, p. 630-639, 2015.

HOUGHTON, Richard A. The worldwide extent of land-use change. **BioScience**, v. 44, n. 5, p. 305-313, 1994.

HUSTON, Michael A. **Biological diversity: the coexistence of species**. Cambridge University Press, 1994.

JÁČKOVÁ, Kateřina; ROMPORTL, Dušan. **The relationship between geodiversity and habitat richness in Šumava National Park and Křivoklátsko PLA (Czech Republic): a quantitative analysis approach**. *Journal of Landscape Ecology*, v. 1, n. 1, p. 23-38, 2008.

KORMOS, C. F. et al. Primary Forests: Definition, Status and Future Prospects for Global Conservation. **Encyclopedia of the Anthropocene**, n. July, p. 1–11, 2017.

LEWIS, Simon L.; EDWARDS, David P.; GALBRAITH, David. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827-832, 2015.

LIBONATI, R. et al. An algorithm for burned area detection in the Brazilian Cerrado using 4 μm MODIS imagery. **Remote Sensing**, v. 7, n. 11, p. 15782-15803, 2015.

MAGNUSSON, W. et al. **Biodiversity and Integrated Environmental Monitoring**. Santo André, SP: Áttema Editorial, 2013.

MANOSSO, Fernando César; ONDICOL, Ramón Pellitero. **Geodiversidade: considerações sobre quantificação e avaliação da distribuição espacial**. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 35, n. 1, p. 90-100, 2012.

MASCARENHAS, L. M. D. A.; FERREIRA, M. E.; FERREIRA, L. G. Sensoriamento remoto como instrumento de controle e proteção ambiental: análise da cobertura vegetal remanescente na Bacia do Rio Araguaia. **Sociedade & Natureza (Online)**, v. 21, n. 1, p. 5–18, 2009.

MORALES-HIDALGO, D.; OSWALT, S. N.; SOMANATHAN, E. Forest Ecology and Management Status and trends in global primary forest , protected areas , and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015 q. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 68–77, 2015.

NEPSTAD, Daniel C.; ALENCAR, Ane A.; MOREIRA, Adriana G. **A floresta em chamas: origens, impactos e prevenção de fogo na Amazônia**. Brasília, DF, Brazil: Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, 1999.

OLIVEIRA, A. P. G. et al. USO DE GEOTECNOLOGIAS PARA O ESTABELECIMENTO DE ÁREAS PARA CORREDORES DE BIODIVERSIDADE. **Revista Árvore**, v. 39, n. 4, p. 595–602, ago. 2015.

OWEN, David Thomas; PRICE, Bill; REID, Claire. **Gloucestershire Cotswolds: Geodiversity Audit & Local Geodiversity Action Plan (LGAP)**. Gloucestershire Geoconservation Trust, 2005.

PARKS, K. E.; MULLIGAN, M. **On the relationship between a resource based measure of geodiversity and broad scale biodiversity patterns**. *Biodiversity and Conservation*, v. 19, n. 9, p. 2751-2766, 2010.

PIROMAL, R. A. S.; RIVERA-LOMBARDI, R. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; FORMAGGIO, A. R.; KRUG, T. Utilização de dados MODIS para a detecção de queimadas na Amazônia. *Acta Amazonica*, v. 38, n. 1, p. 77-84, 2008. Disponível em: . Acesso em: 12 nov. 2019.

PONZONI, J. F.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. 1.ed. São José dos Campo - SP: Editora A. Silva Vieira, pp.127. 2007.

ROSA, Isabel MD et al. The environmental legacy of modern tropical deforestation. **Current Biology**, v. 26, n. 16, p. 2161-2166, 2016.

ROY, D. P. et al. The collection 5 MODIS burned area product—Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. **Remote sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3690-3707, 2008.

SANTUCCI, Vincent L. **Historical perspectives on biodiversity and geodiversity**. In: The George Wright Forum. George Wright Society, 2005. p. 29-34.

SERRANO, E.; RUIZ-FLAÑO, P. Geodiversity: a theoretical and applied concept. **Geographica Helvetica**, v. 62, n. 3, p. 140–147, 2007.

SHIMABUKURO, Y. E. et al. Assessment of forest degradation in Brazilian Amazon due to selective logging and fires using time series of fraction images derived from Landsat ETM+ images. **Remote sensing letters**, v. 5, n. 9, p. 773-782, 2014.

SILVA, C.R.; RAMOS, M.A.B.; PEDREIRA, A.J.; DANTAS, M.E. Começo de tudo. In: SILVA, C.R. da (Ed.). **Geodiversidade do Brasil: conhecer o passado, para entender o presente e prever o futuro**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008a. 264 p. il. p. 11-20.

SKIDMORE, Andrew K. et al. Environmental science: Agree on biodiversity metrics to track from space. **Nature News**, v. 523, n. 7561, p. 403, 2015.

SOUZA JR, Carlos. Monitoring of forest degradation: a review of methods in the Amazon Basin. **Global forest monitoring from earth observation**. Boca Raton, FL: CRC Press/Taylor & Francis Group, p. 171-194, 2013.

STONE, T. A.; LEFEBVRE, P. Using multi-temporal satellite data to evaluate selective logging in Para, Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, n. 13, p. 2517-2526, 1998.

TANSLEY, Arthur G. **The use and abuse of vegetational concepts and terms**. *Ecology*, v. 16, n. 3, p. 284-307, 1935.

THOMPSON, Ian D. et al. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. **Ecology & Society**, v. 18, n. 2, 2013.

TURNER, Woody. Sensing biodiversity. **Science**, v. 346, n. 6207, p. 301-302, 2014.

WATRIN, O. dos S.; DA ROCHA, A. M. A. Levantamento da vegetação natural e do uso da terra no município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/LANDSAT. **Embrapa Amazônia Oriental-Séries anteriores (INFOTECA-E)**, 1992.

VIEIRA, I. C. G.; SILVA, J. M. C. DA; TOLEDO, P. M. DE. Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 153–164, 2005.

ANEXOS

ANEXO 1 - Comprovante de publicação do artigo “Climatic and Anthropic Influence on the Geodiversity of the Maranhão Amazon Floodplain”.

Journal of Agricultural Science; Vol. 11, No. 18; 2019
ISSN 1916-9752 E-ISSN 1916-9760
Published by Canadian Center of Science and Education

Climatic and Anthropic Influence on the Geodiversity of the Maranhão Amazon Floodplain

V. A. R. Silva¹, L. B. Portela², J. L. Almeida⁴, C. H. L. Silva Junior³, J. S. dos Santos³, J. R. N. Santos³,
M. L. S. de Araújo⁵, F. E. C. S. Feitosa³, C. W. B. Bezerra² & F. B. Silva³

¹ Instituto Federal do Maranhão, Pinheiro, Maranhão, Brazil

² Universidade Federal do Maranhão, São Luís, Maranhão, Brazil

³ Universidade Ceuma, São Luís, Maranhão, Brazil

⁴ Tropical Ecosystems and Environmental Sciences Laboratory, Remote Sensing Division, National Institute for Space Research, São José dos Campos, Brazil

⁵ Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba, Brazil

Correspondence: V. A. R. Silva, Instituto Federal do Maranhão, Campus Pinheiro, Rodovia MA-006, s/n, Pinheiro, Maranhão 65200-000, Brazil. Tel: 98-981-381-465. E-mail: vilenaribeirosilva@gmail.com

Received: June 23, 2019

Accepted: September 19, 2019

Online Published: November 15, 2019

doi:10.5539/

URL: <https://doi.org/10.5539/>

Abstract

The Maranhense Amazon floodplain shelters a Ramsar site established by the United Nations for the protection of wetland biodiversity. Despite its protected ecological status, the impacts from deforestation, burning, the agricultural and livestock industries, are on the rise. Knowledge of the spatial distribution and temporal dynamics of these impacts are important to improve the understanding of how this region is affected. Data on increasing deforestation and hot pixels were used to evaluate the anthropogenic pressure under the geodiversity of the region, relating them to the environmental variables (rainfall, Normalized Difference Vegetation Index and Deforestation annual deforestation rate) measured through the rainfall data and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). In this study, the potential of remote sensing and geographic information system. The time series were used from 2001 to 2016 for all variables. We observed a strong negative and significant correlation between hot pixels and NDVI, while hot pixels increase, the vegetation indexes tend to decrease. In 2006 an abrupt fall in the NDVI occurred due to the marked increase in the deforested area. In 2010, the NDVI reached its highest levels, because the vegetation responded to the highest rainfall observed in the period in 2009. Unit 4 presented the highest pixels number in the period evaluated (2,978 pixels; 55% of the total). There is a significant correlation between NDVI and rainfall.

Keywords: deforestation, fires, NDVI, Pinheiro, Ramsar, remote sensing


1. Introduction


The loss of natural habitats due to anthropic interference greatly impacts the Amazonian biome. The Maranhense Floodplain region, also known as “Baixada Maranhense” (in Portuguese), located in the Maranhense Amazon, is recognized internationally as one of the 25 Ramsar Sites in Brazil (Convention on Wetlands of International Importance), which host some of the most biologically diverse environments on the planet (Farias Filho, 2013). This region also constitutes a State Environmental Protection Area, established by the Decree 11.900 of November 6, 1991.

Even with this recognized ecological status, there are several environmental impacts resulting from anthropic pressures in the region, where deforestation and fires are the most relevant contributors to biodiversity loss. Between 2008 and 2012, this Environmental Protection Area was among the three state conservation units that had the most burnt spots in the state. During this period, 19,048 hot pixels were registered in the state Conservation Units, which corresponded to 19.5% of all the hot pixels identified in this period for Maranhão (Silva et al., 2016).

The changes in the vegetation structure may be directly reflected in the biodiversity loss due to a reduction in the percentage of forest cover, lower habitat heterogeneity, and consequently a reduction of the communities; thus, irreversibly altering the ecological balance of the biome (Vieira et al., 2005; Muniz, 2006; Cardozo et al., 2014).

ANEXO 2 - Comprovante de publicação do artigo “Caracterização do meio físico de uma região de planícies inundáveis da Amazônia Maranhense”.





XVIII SBSR
Simpósio Brasileiro de
Sensoriamento Remoto

ISBN: 978-85-17-00088-1
Anais do XVIII Simpósio Brasileiro
de Sensoriamento Remoto - SBSR

28 a 31 de maio de 2017
INPE Santos - SP, Brasil

Caracterização do meio físico de uma região de planícies inundáveis da Amazônia Maranhense

Vilena Aparecida Ribeiro Silva¹
Cícero Wellington Brito Bezerra²
Fabrício Brito Silva³
Juliana Lopes Almeida³

¹Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão - IFMA
Estrada de Pacas, Km 04, Enseada, CEP: 65200-000, Pinheiro-MA, Brasil.
vilena.silva@ifma.edu.br

²Universidade Federal do Maranhão – UFMA, Departamento de Química
Av. dos Portugueses, 1966, Campus do Bacanga, CEP 65080-805, São Luís-MA, Brasil.
cwb.bezerra@ufma.br

³Laboratório de Geotecnologias, Universidade Ceuma - UniCEUMA
Rua Josué Montello, Nº 01, Renascença II, CEP: 65075-120, São Luís-MA, Brasil.
fabricioagro@gmail.com

Abstract. The lack of information about the environments found in the flood plains of Amazon part in Maranhão motivated this study, which goal was to carry out a diagnosis of the physical environment through the characterization of the geodiversity of that area, with the help of tools available remote sensing. The study area was Pinheiro town, MA and the characterization of the physical environment was carried out from the cartographic representation of geodiversity in a Geographic Information System, that used pre-existing thematic data acquired on a national basis belonging to the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE), Geological Survey of Brazil (CPRM) and the Project Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). Four geological and environmental units were identified, proving to be a great geodiversity area where the environment of recent alluvial plains is the most relevant in the context of wetlands, once this region is one of eleven Sítios Ramsar of the country - Convention on Wetlands of International Importance. Products obtained in the present study on geodiversity include geology and geomorphology maps, geomorphology, soils, terrain and elevation, which are important tools to support research about the biotic and abiotic environment, as well as the understanding of the physical environment behavior, in view of the human occupation in the region, and environmental planning and management of it.

Palavras-chave: Geodiversity, Remote sensing, Environmental Diagnosis, Geodiversidade, Sensoriamento Remoto, Diagnóstico Ambiental.

1. Introdução

Ainda são escassas as informações acerca dos ambientes presentes na região das planícies inundáveis da Amazônia Maranhense, mesmo sendo esta, uma região considerada de interesse internacional em função de suas áreas úmidas, como lagoas, lagunas, brejos, estuários, mangues, meandros de rios e manguezais, onde encontra-se alguns dos ambientes mais produtivos e de maior diversidade biológica do planeta (FARIAS FILHO, 2012).

Apesar de sua reconhecida importância ecológica, esta região também conhecida como Baixada Maranhense sofre grande impacto ambiental devido ao crescimento populacional, à criação bubalina, ao cultivo de arroz nas áreas dos lagos, à pesca predatória, à privatização de áreas de preservação, além dos intensos conflitos socioeconômicos. Pressões antrópicas, como barragens, tapagens e queimadas, têm provocado graves alterações na estrutura e dinâmica dos ecossistemas, principalmente nas bacias dos rios Pericumã, Mearim e Pindaré (BERNARDI, 2005). Entre 2008 e 2012 a Área de Proteção Ambiental - APA da Baixada Maranhense esteve entre as três unidades de conservação estaduais que mais apresentaram focos de queimadas no estado, com 2034 focos em cinco anos (GERUDE, 2013).

Galoá { Este trabalho foi publicado utilizando o Galoá Proceedings

6155

ANEXO 3 - Comprovante de publicação de Capítulo de Livro “Biotecnologia como Ferramenta para o Conhecimento e Conservação da Fauna e Flora Amazônica”.



CAPÍTULO 9

BIOTECNOLOGIA COMO FERRAMENTA PARA O CONHECIMENTO E CONSERVAÇÃO DA FAUNA E FLORA AMAZÔNICA

Marcelo Derzi Vidal

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Sociobiodiversidade Associada a Povos e Comunidades Tradicionais, São Luís - Maranhão, Brasil.

Elba Pereira Chaves

Universidade Estadual do Maranhão, Centro de Ciências Agrárias, São Luís - Maranhão, Brasil.

Programa de Doutorado da Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal, São Luís - Maranhão, Brasil.

Vilena Aparecida Ribeiro Silva

Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Maranhão – IFMA, São Luís - Maranhão, Brasil.

Programa de Doutorado da Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal, São Luís - Maranhão, Brasil.

RESUMO: A Amazônia é reconhecida mundialmente como um grande reservatório de espécies animais e vegetais e fonte inestimável de riquezas. No entanto, boa parte das espécies que ocorrem neste bioma apresenta carência de informações e sofrem com as ameaças provenientes de atividades antrópicas como a expansão da pecuária, a extração madeireira, o agronegócio, a mineração ilegal e a sobrecaça. Neste artigo apresentamos como diferentes ferramentas biotecnológicas têm possibilitado melhor conhecer e aproveitar a megadiversa

fauna e flora amazônica em diversas áreas de interesse, como a química de produtos naturais, a alimentação e saúde humana, e a produtividade vegetal e animal.

PALAVRAS-CHAVE: Amazônia, Biodiversidade, Uso sustentável

BIOTECHNOLOGY AS A TOOL FOR KNOWLEDGE AND CONSERVATION OF AMAZON FAUNA AND FLORA

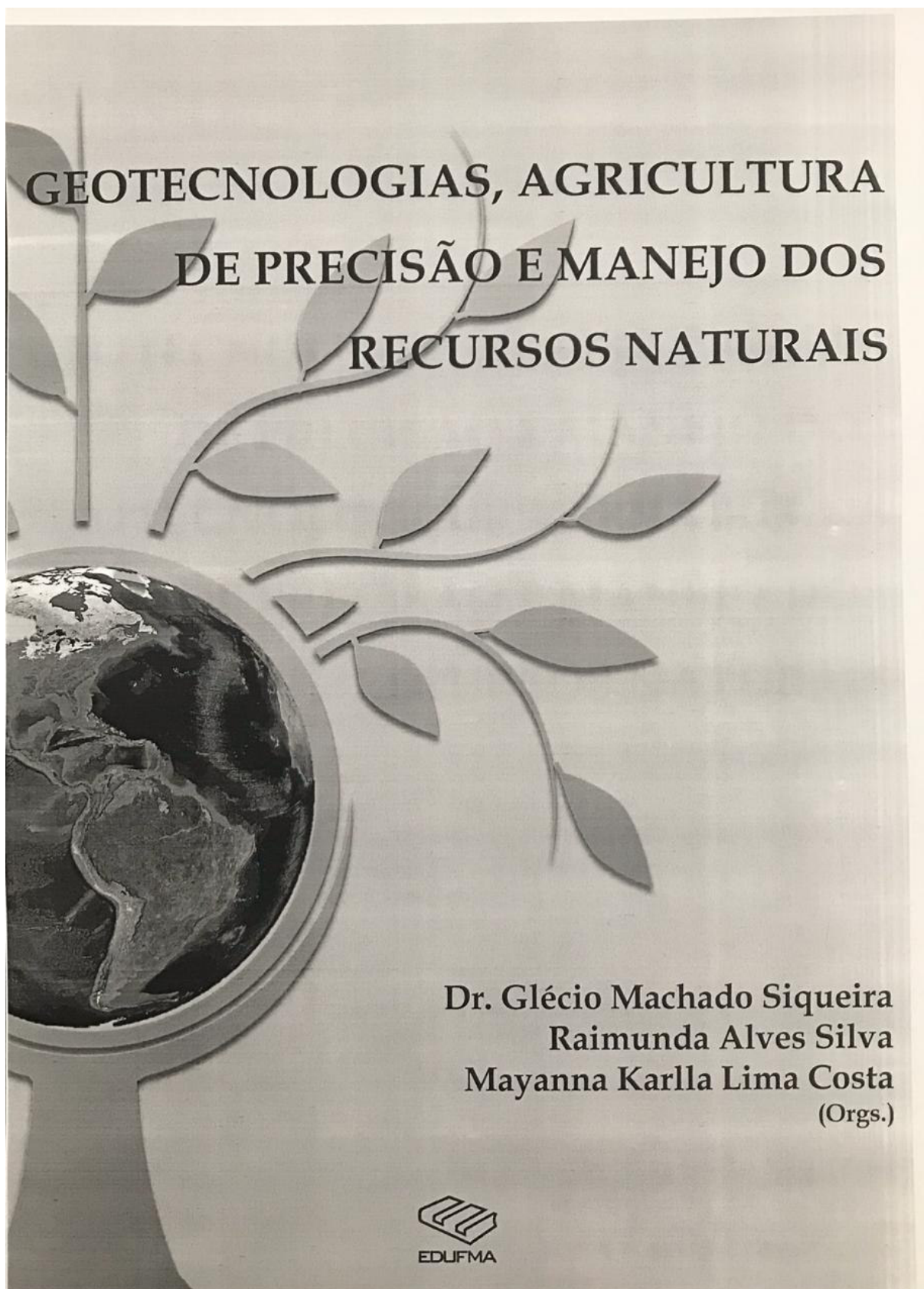
ABSTRACT: The Amazon is globally recognized as a large reservoir of plant and animal species and invaluable source of wealth. However, most of the species that occur in this biome has lack of information and suffer threats from human activities such as livestock expansion, logging, agribusiness, illegal mining and overhunting. In this article we present how different biotechnological tools have been used to better know and enjoy the megadiverse Amazon fauna and flora in several areas of interest such as chemical of natural products, food and human health, and plant and animal productivity.

KEYWORDS: Amazon, Biodiversity, Sustainable use

1 | INTRODUÇÃO

O Brasil possui um terço das florestas tropicais remanescentes do mundo e é

ANEXO 4 - Comprovante de publicação de Capítulo de Livro “Índices de Sustentabilidade utilizados na Agricultura: Ferramentas para auxílio na tomada de decisão”.



*ÍNDICES DE SUSTENTABILIDADE UTILIZADOS NA AGRICULTURA:
FERRAMENTAS PARA AUXÍLIO NA TOMADA DE DECISÃO*

Ana L. P. Martins¹

Mayanna K. L. Costa¹

Vilena A. R. Silva¹

Mayra Nina Araújo Silva¹

INTRODUÇÃO

Surgiu no final da década de 60, um novo modelo de agricultura, denominado Revolução Verde, o qual foi implantado em diversas partes do planeta, sobretudo em países subdesenvolvidos. Para aumentar a eficiência em termos econômicos, houve uma simplificação dos sistemas agrícolas com estreitamento das bases genéticas, o que implicou em maior vulnerabilidade às pragas e doenças, aumentando os custos de produção e os riscos ambientais (MOURA, 2002).

Com a intensificação dos problemas ambientais, dentre eles os relacionados à agricultura, a concepção de que o fator econômico é o mais importante foi questionada, dando lugar à ideia de desenvolvimento sustentável. De acordo com RUSCHEINSKY (2004), o termo “sustentabilidade” começou a ser usado pelos ecologistas modernos nos anos 80. O conceito mais divulgado e utilizado atualmente é o do Relatório de Brundtland – “Nosso Futuro Comum” – da Organização das Nações Unidas (ONU): “O desenvolvimento sustentável é aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem suas próprias necessidades” (BIDONE e MORALES, 2004).

Segundo HANSEN (1996), a “agricultura sustentável” pode ser definida como uma atividade que satisfaça de forma permanente um determinado conjunto de condições para um período indefinido de tempo. Para GÓMEZ-LIMÓN (2010), estas condições estão relacionados com o carácter multidimensional inerente do

¹Universidade Federal do Maranhão, Programa de Pós-Graduação BIONORTE, São Luís, Maranhão.
E-mail: gleciosiqueira@hotmail.com

