



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>



Vulnerabilidade Ambiental na evolução temporal do uso do solo da bacia hidrográfica do rio Pindaré-MA

Marcia Masson Mendes dos Santos^{af}; Edilea Dutra Pereira^b; Fernando Antonio Leal Pacheco^{cf}; Adriana Monteiro Costa^{df}; Luiz Fernandes Silva Dionisio^e; Teresa Cristina Tarlé Pissarra^{af}

^a UNESP/FCAV – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Rodovia de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane, s/n, Jaboticabal, SP, CEP 14884-900, Brasil ^b UFMA – Universidade Federal do Maranhão, Av. dos Portugueses, 1966 - Vila Bacanga, São Luís - MA, CEP 65080-80, Brasil.

^c UTAD – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Quinta de Prados 5001-801, Vila Real, Portugal

^d UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais UFMG, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, Belo Horizonte, MG, CEP 31270-901, Brasil. ^e UEPA – Universidade do Estado do Pará, Rua Pedro Porpino da Silva, 1181, São José, CEP 68745-000, Castanhal, PA, Brasil. ^f POLUS-Grupo de Política de Uso da Terra, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rodovia de Acesso

Prof. Paulo Donato Castellane, s/n, Jaboticabal, SP, CEP 14884-900, Brasil.

Artigo recebido em 19/05/2025 e aceito em 12/04/2026

RESUMO

A Bacia do Rio Pindaré com uma área 40.482 km² é muito importante por estar localizada na maior floresta do mundo, a Amazônia. A falta de planejamento do uso e ocupação do solo pode levar a alterações do ecossistema causando grandes prejuízos sociais e ambientais para a população atual e a futuras gerações. Para análise ambiental do uso e ocupação do solo foram elaborados mapas de diversos temas para contextualizar a ocupação do uso do solo. Os dados utilizados foram dados secundários provenientes dos órgãos oficiais, associado às técnicas de geoprocessamento. Pode-se perceber a partir dos mapas que a Bacia do Pindaré sofreu uma sensível modificação tendo como resultado, no uso áreas de pastagem, um aumento de 26% para 40% e houve uma redução no uso vegetação florestal. Com os resultados obtidos foi possível diagnosticar a situação do uso e ocupação das áreas e identificar as sub-bacias mais vulneráveis (71622, 71623, 71625 e 71629).

Palavras-chave: uso inadequado do solo; geoprocessamento; Amazônia Legal.

Environmental vulnerability regarding the temporal evolution of land use in the Pindaré River watershed (Maranhão, Brazil)

ABSTRACT

The highly important Pindaré River Basin covers an area of 40,482 km² situated within the Amazon rainforest, the largest tropical forest on the planet. Inadequate planning for land use and occupation can lead to detrimental changes in the ecosystem, resulting in substantial social and environmental damage to both current populations and future generations. For the environmental analysis of land use and occupation, several thematic maps were created to contextualize the occupation patterns of land use. The used secondary data were obtained from official agencies, associated with geoprocessing techniques. The maps reveal that the Pindaré Basin has experienced considerable modifications that caused the pasture areas to increase from 26% to 40% and a corresponding reduction in forest vegetation. Based on the results obtained, it was possible to access the current state of land use and occupation, as well as to identify the most vulnerable sub-basins (71622, 71623, 71625 and 71629).

Keywords: Inappropriate land use; Geoprocessing; Legal Amazon.

Introdução

As mudanças no uso/cobertura do solo têm ocorrido a um ritmo sem precedentes em todo o mundo, impulsionadas pelo crescimento populacional, pela urbanização e pela expansão agrícola (Wang et al., 2021; Nyatuame et al., 2023; Ayalew et al., 2024). Estas mudanças têm implicações profundas nos processos hidrológicos e nos recursos hídricos, pois alteram o fluxo natural da água, afetam a qualidade da água e impactam o funcionamento do ecossistema (Gebremicael et al., 2018; Akhtar et al., 2020; Aragaw et al., 2022), com impacto direto e indireto no clima em escala local, regional e global (Butt et al., 2015; Nyatuame et al., 2020). Compreender as respostas hidrológicas às mudanças históricas e previstas de uso/cobertura do solo é crucial para uma gestão eficaz dos recursos hídricos, planejamento do uso da terra e desenvolvimento sustentável.

Historicamente, as mudanças no uso do solo resultaram em mudanças de paisagens naturais para usos antrópicos do solo, levando a mudanças na cobertura vegetal, nas propriedades do solo e nas características da superfície. Essas alterações podem afetar significativamente os processos hidrológicos. Além disso, a falta de planejamento e o uso irracional dos recursos têm levado a uma série de problemas ambientais em todo o mundo, como o aumento da erosão do solo, a maior sedimentação dos rios e o crescimento dos riscos de inundações urbanas (Wang et al., 2023).

A avaliação da vulnerabilidade ambiental é uma ferramenta importante para ajudar na compreensão dos diferentes impactos dos elementos naturais e identificar o estado de vulnerabilidade das regiões de interesse para a gestão ambiental e desenvolvimento de políticas ambientais pelos gestores (Thirumurthy et al., 2022). Características declividade, geologia, solos e cobertura vegetal podem interferir na dinâmica do ciclo hidrológico (Pissarra et al., 2021). Antecipar as respostas hidrológicas às futuras mudanças no uso/cobertura do solo é crucial para a gestão adaptativa dos recursos hídricos, o planejamento do uso do solo e a adaptação às alterações climáticas.

Para identificação de áreas com maior vulneráveis, o estudo da evolução temporal do uso do solo é uma importante ferramenta pois demonstrar a suscetibilidade dos serviços ecossistêmicos e também tem um papel indispensável na gestão dos recursos terrestres ao longo dos anos (Tesfay et al., 2023).

Nos últimos 30 anos de monitoramento, um total de 24,6 mil km² da Floresta Amazônica do Maranhão foi desmatada, o que representa 33% do total de áreas desmatadas (Celentano et al., 2017). Nesta área encontra-se a Bacia do Rio Pindaré, onde ocorreu a pressão antrópica com diversos usos (pastagem, agricultura, área artificial, silvicultura) (Medeiros et al., 2023). Os diversos usos sem um planejamento ambiental de uma área devido ao uso inadequado solo, tem levado a população do bioma amazônico a estar expostas a riscos ambientais (IMESC, 2021). A retirada da cobertura vegetal, aumenta a velocidade da água que chega ao solo, e a sua impermeabilização, e contribuem diretamente para a diminuição da taxa de infiltração, aumentando o escoamento superficial, inundações e diminuição da recarga do lençol freático (Freitas et al., 2012, França et al., 2022).

Os diversos usos do solo afetam a evapotranspiração da superfície vegetação do planeta e a transformação da precipitação atmosférica, alterando a produção de água nas bacias hidrográficas. (Liu et al., 2024). Reconhecer que vulnerabilidade ambiental é um indicador da pressão antropogênica é de suma importância pois afeta os serviços ecossistêmicos relacionados com a água. Assim, a sub-bacia do Rio Buriticupu, uma das sub-bacias pertencentes à Bacia do Pindaré, a qual encontra-se em processo contínuo de degradação ambiental, sobretudo devido a retirada da vegetação nativa para pastagens e, posteriormente, para agricultura. Após a colheita, o solo fica desprotegido contra a ação pluvial, carreando sedimentos que vão atingir as planícies, além das queimadas realizadas para a limpeza das áreas agrícolas e pastagens, elevando o nível de degradação da bacia (Medeiros et al., 2023). A classe da sub-bacia do Rio Buriticupu com maior vulnerabilidade, abrangendo, áreas predominantemente de planícies, que apesar de apresentar vegetações nativas, são locais de deposição e que podem padecer sob recorrentes inundações e processos erosivos, desta forma causando cada vez mais aumento da vulnerabilidade ambiental (Medeiros et al., 2023).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a vulnerabilidade ambiental para determinar indicadores das áreas mais vulneráveis e das áreas menos vulneráveis da bacia hidrográfica do rio Pindaré na Amazônia Legal no Estado do Maranhão, Brasil, visando fornecer dados para o planejamento de políticas públicas e a gestão sustentável das terras.

Material e métodos

Caracterização da área de estudo

A Bacia hidrográfica do Rio Pindaré (BHRP) é um dos rios mais importantes e mais degradados da Amazônia maranhense, fazendo parte da borda oriental da Amazônia Legal. A bacia hidrográfica está situada a oeste, no estado do Maranhão, entre os paralelos 3° e 6° Sul e os meridianos 45° e 47° Oeste de Greenwich. A nascente do Rio Pindaré está localizada entre as cidades de Montes Altos e Amarante do Maranhão, próxima à área indígena denominada Krikati, a cerca de 300 metros de altitude. Percorrendo 466,3 km até atingir a sua foz, no rio Mearim, o Rio

Pindaré tem área de drenagem total de aproximadamente 40.482 km². A bacia estende-se na direção sul-sudoeste a norte-nordeste, limitando-se a oeste com a bacia do rio Gurupi e a Leste com a bacia do rio Mearim (Figura 1).

O clima caracteriza-se por ser tropical quente e úmido, com moderada deficiência de água entre os meses de junho a setembro, megatérmico, ou seja, temperatura média anual entre 25°C e 26°C, sendo que a soma da evapotranspiração potencial nos três meses mais quentes do ano é inferior a 48%, em relação à evapotranspiração potencial anual. A umidade relativa do ar anual está entre 73% e 79% e totais pluviométricos anuais entre 1200 a 1600 mm (UEMA, 2002; IMESC, 2020).

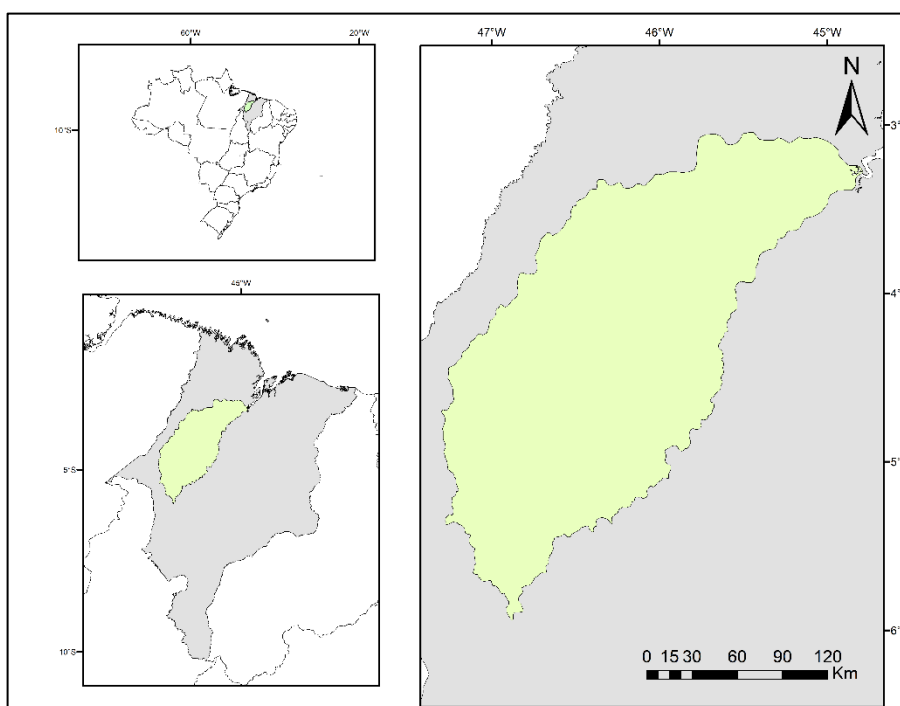


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Pindaré no Estado do Maranhão, Brasil

Vulnerabilidade ambiental

Para determinar o estado de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Pindaré, foram elaborados os mapas de litologia, pedologia, topografia, declividade, drenagem e áreas das microbacias e uso do solo. Na área de estudo, foram obtidos dados do IBGE do estado do Maranhão para a condução da análise dos dados e geoprocessamento das imagens utilizado o sistema de informações geográficas (SIG) - ArcGIS versão 10.3

Para a caracterização da paisagem, foram utilizados os bancos de dados georreferenciados do estado do Maranhão, na projeção geográfica de Universal Transversa de Mercator, Fuso 23 Sul ou

23M, datum SIRGAS 2000 com resolução espacial de 30 m com escala de 1:250.000.

O estado de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Pindaré foi determinado de acordo com a metodologia de vulnerabilidade à erosão hídrica, que foi definida considerando os índices de acordo com a metodologia proposta por Crepani et al. (2001), Valle Júnior et al. (2013); Nascimento et al. (2016), modificada por Pissarra et al. (2021). A análise foi baseada em processamento, classificação e integração das características ambientais naturais geológicas, geomorfológicas, pedológicas, vegetativas e as ações antrópicas conduzidas na unidade territorial da bacia.

Cada característica representou um fator de vulnerabilidade (Santos et al., 2007). Por meio de

álgebra de mapas, equacionado pela média aritmética de todos os fatores, obteve-se o valor de índice para a suscetibilidade à erosão. A base de dados foi composta pelo modelo de elevação digital do terreno (MEDT), geologia, solo, uso do solo. Cada índice foi definido pela reclassificação de pixels do arquivo da declividade, agrupando-os de acordo com os índices tabelados propostos por Crepani et al. (2001) e Pissarra et al. (2021).

Os dados utilizados foram dados secundários, provenientes das instituições: Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos (IMESC), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) e ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico).

Para o levantamento dos dados ambientais, foi realizado um inventário da paisagem natural

elaborado a partir da espacialização das seguintes temáticas: litologia (geologia), pedologia (solos), altitude (elevação), declividade, rede de drenagem, limite das sub-bacias, áreas de interesse da dinâmica hidrogeológica, municípios, uso do solo dos anos 2000 e 2018 e a partir dos dados espacializados, foram calculadas as áreas temáticas de cada indicador ambiental e foram elaborados os mapas (Anexo 2) e suas porcentagens. Para determinar a pressão antropogênica, no atributo de uso do solo foram considerados dois fatores: a cobertura vegetal natural e a cobertura do solo antropogênica em dois anos 2000 e 2018 com o intuito de determinar a análise espaço-temporal das unidades de sub-bacias hidrográficas.

Na tabela 1 estão apresentados os valores aplicados às unidades de paisagem da bacia do rio Pindaré, são valores que foram discutidos entre o grupo de pesquisa.

Tabela 1. Valores aplicados às unidades de paisagem da bacia do rio Pindaré.

UNIDADES DE PAISAGEM	VALORES DE VULNERABILIDADE
GEOLOGIA	
Coberturas Lateríticas Maturas	8
Grupo Itapecuru	4
Depósitos aluvionares	7
Depósitos flúvio-lagunares	6
Depósitos de pântanos e mangues	5
Formação Codó	3
Água	9
SOLOS	
Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico	5
Corpo d'água continental	9
Gleissolo Háptico Eutrófico	8
Gleissolo Háptico Distrófico	8
Gleissolo Tiomórfico Órtico	8
Latossolo Amarelo Distrófico	4
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	4
Luvissolo Háptico Órtico	3
Neossolo FlúvicoTaEutrófico	7
NeossoloLitólico Distrófico	7
Neossolo Quartzarênico Órtico	7
Plintossolo Argilúvico Distrófico	6
Plintossolo Háptico Distrófico	6
Plintossolo Pétrico Concrecionário	6

DECLIVIDADE (%)	
0- 3 (Plano)	2
3.01 - 8 (Suave ondulado)	4
8.01 – 20 (Ondulado)	5
20.1 - 45 (Forte Ondulado)	7
45.1 - 75 (Montanhoso)	9
75.1-120.3 (Escarpado)	10

USO E COBERTURA DA TERRA	
Área artificial	2
Corpo d'água Continental	8
Pastagem	4
Silvicultura	5
Vegetação Campestre	6
Vegetação Florestal	7
Área Agrícola	3

Como indicadores de vulnerabilidade ambiental, quanto maior o valor da classe de vulnerabilidade assinalada no mapa, maior será a vulnerabilidade do ambiente onde se insere.

Para a geração da Carta de Vulnerabilidade Ambiental na Bacia Hidrográfica do rio Pindaré, cruzaram-se os valores de vulnerabilidade de cada variável e o peso de cada uma foi calculado de acordo com os valores da tabela 2 com base na fórmula da vulnerabilidade ambiental de Pissarra et al., 2021.

$$Vu = (0.056 * \text{Geologia}) + (0.122 * \text{Solos}) + (0.263 * \text{Declividade}) + (0.558 * \text{Uso de cobertura do Solo})$$

Para a geração do mapa de vulnerabilidade das terras foi realizada a sobreposição das informações temáticas, utilizando a álgebra de mapas, o que permitiu agrupar e classificar as áreas que apresentavam potencial de vulnerabilidade ambiental semelhante.

O método de álgebra de mapas consistiu na aplicação de operações matemáticas para associar várias camadas de modo a obter como resultado, classificações que permitem análises diversas. Para isso, foram utilizadas as ferramentas calculadoras do “raster” e reclassificação para atribuição dos

valores das classes de suscetibilidade e vulnerabilidade. O mapa gerado com valores entre 0 e 255, foi estratificado em 5 intervalos, cada um representando uma classe de vulnerabilidade ambiental, sendo elas: 1) Vulnerável 2) Moderadamente vulnerável 3) Medianamente vulnerável 4) Moderadamente estável 5) Estável (Crepani et al. 2001). A classe Estável são as áreas que não possuem atividade antrópica e que possuem pouca perda de solo; a Moderadamente estável são áreas que não estão totalmente estáveis; a Medianamente vulnerável são áreas que já possuem algumas atividades antrópicas e possuem perda de solo; a Moderadamente vulnerável são áreas que possuem atividade antrópica e que tem perda de solo alta, e a classe Vulnerável são áreas muito antrópicas e possuem muita perda de solo.

Após tais classificações houve cruzamento de mapa das sub-bacias da Bacia do Pindaré para melhor compreensão e interpretação, com base na fórmula de Pissarra et al 2021.

A fragilidade potencial ambiental é baseada na equação vulnerabilidade ambiental (Pissarra et al., 2021) não levando em consideração apenas o uso e cobertura do solo (Figura 1).

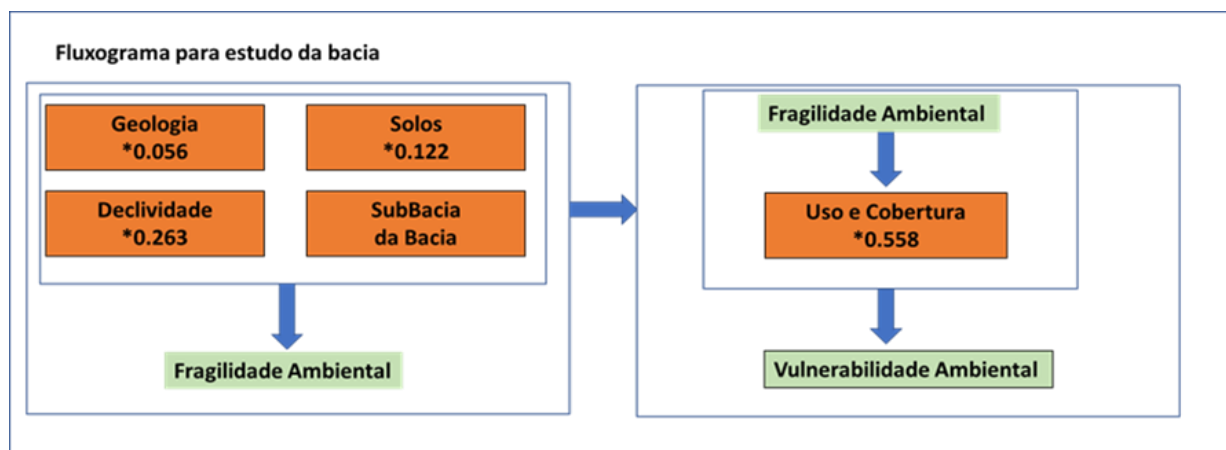


Figura 1. Fluxograma para estudo da bacia do Rio Pindaré

Resultados e discussão

Mudanças no uso de 2000 a 2018

Os mapas LULC para os anos de 2000 e 2018 são apresentados na Figura X. Os tipos LULC da bacia hidrográfica do Pindaré foram classificados em seis classes principais: florestas, pastagem, silvicultura, agricultura, vegetação campestre e água. A extensão da área e a taxa de mudanças do LULC da bacia hidrográfica entre os períodos de 2000 e 2018 são mostradas na Figura 2 e Tabela 2 Gráfico 1 e, respectivamente.

Durante os anos 2000–2018, ocorreram uma quantidade significativa de alterações de uso e de utilização do solo na bacia hidrográfica, como indicado na Tabela 2, entre 2000 e 2018, as terras agrícolas e pastagens aumentaram de 0% para 2,4% e de 20,07% para 40,31%, respectivamente, enquanto as florestas e vegetação campestre caíram de 68,76% para 50,80% e 3,96 para 3,84, respectivamente.

Florestas cada vez mais vêm sendo derrubadas e áreas vêm sendo substituídas pelo crescimento das cidades, implantação de atividades agropecuárias, entre outros usos do solo (Ayer et al., 2017, Ayalew et al., 2024).

Na Bacia do Rio Pindaré não foi diferente, houve uma redução na vegetação nativa com níveis elevados antrópicos e um crescente uso agropecuário das terras. As únicas áreas que aparecem intactas no mapa são as áreas indígenas e áreas de unidade de conservação do Gurupi.

Na análise do uso do solo em área indígena e reserva do Gurupi pode-se observar que ocorre uma formação da cobertura vegetal natural mais

conservada. As Terras Indígenas no Maranhão representam 7,43% do território do estado, distribuídas em 20 TIs (Terras Indígenas) (IMESC, 2021).

De acordo com a Lei nº 12.651/12 a maior parte da Bacia pertence ao bioma Floresta Amazônica, então apenas 20% das áreas rurais deveriam ser ocupadas por alguma atividade os 80% deveria ser preservado como área de Reserva Legal.

O que também não tem sido colocado em prática, na nascente principal da Bacia do Pindaré possuem estradas em local inapropriado como a rodovia MA-280 em áreas que deveriam ser consideradas como áreas de reservas legal do Imóvel. Assim, a nascente principal do rio encontra-se assoreada, compactada pelo acesso de gado, e tendo água apenas no período das chuvas (CODEVASF, 2019).

Nas áreas de pastagem houve um aumento na área aumentando 5.713,701 km² na bacia e houve uma redução no uso vegetação florestal de 7.208,2 km² (tabela 2).

Em relação às pastagens, cerca de 20% do estado do Maranhão é coberto por áreas em diferentes estágios de degradação (Calderano Filho et al., 2018). Níveis de qualidade das pastagens dos pontos visitados nos municípios de Santa Luzia - MA e Buriticupu – MA e pôde se perceber onde apenas 13,6% das pastagens avaliadas apresentam alto nível de degradação, 44,7% média degradação e 41,7 baixa degradação (Calderano Filho et al., 2018).

Essa degradação é consequência de vários fatores que atuam isoladamente ou em conjunto,

como, preparo incorreto do solo, escolha incorreta da espécie forrageira, uso de sementes de baixa qualidade, má formação inicial, manejo inadequado e, principalmente, em razão da não reposição dos nutrientes perdidos no processo produtivo, erosão, lixiviação e volatilização ao longo dos anos, em resumo ao uso extensivo de pastagens em que não é necessário um conhecimento técnico (Carvalho et al, 2017).

Em relação a agricultura, houve avanços também nas áreas agrícolas, até o ano 2000 não havia apresentado resultados em números de acordo com o IBGE mas houve um aumento de 963,452km². (tabela 5).

O Maranhão é um grande produtor de grãos. Em relação ao arroz é o maior produtor de arroz do nordeste, sendo o segundo maior produtor foi Grajaú com 13.300 toneladas (município pertencente à bacia) (SAGRIMA, 2019).

Em relação ao uso destinado a silvicultura é observado no período de 2000 e 2018, com o avanço da silvicultura, principalmente com o uso do eucalipto muito utilizado como madeira em tora para papel e celulose, carvão vegetal de eucalipto e lenha de eucalipto (IMESC, 2021). Em % esse valor ficou em evidência saltando do valor 0,018 para 1,4% de acordo com a tabela 5 havendo um aumento de 568,03 km².

Quanto às áreas de Eucalipto e o meio ambiente, qualquer atividade antrópica tem impactos ambientais e com o eucalipto, não é diferente. Nos estudos de consumo de água pelas plantações de Eucalipto e a água muito ainda tem que evoluir.

No mapa de uso do solo pode-se perceber que há áreas em que há plantações de eucaliptos nas áreas próximas das margens das bacias, áreas que

deveriam ser consideradas APP. É importante ressaltar que o eucalipto permanecerá na área durante 8 a 10 anos, para assim o período de colheita.

A alteração dos componentes do equilíbrio hídrico pode causar um desequilíbrio no orçamento hídrico que pode afectar a disponibilidade de água e levar a condições de stress hídrico (Sharma et al, 2024).

Há pesquisas que demonstram que se a floresta de eucalipto for plantada perto da rede de drenagem das bacias hidrográficas, os eucaliptos passam a consumir mais água, crescem mais rapidamente e podem gerar impactos sobre os lençóis freáticos tanto localmente como a jusante (Vital, 2007). As atividades de silvicultura têm contribuído diretamente para a supressão da cobertura vegetal e assoreamento dos rios; na bacia as áreas de APP estão sendo afetadas, gerando um conflito institucional, considerando as bases legais (IMESC, 2021).

Assim ao substituir florestas nativas por florestas plantadas para uso industrial, observa-se maior degradação do solo nestas últimas, por duas razões principais: (1) de um lado, observa-se considerável extração de nutrientes armazenados nos troncos das árvores, quando é feita a colheita (2) de outro lado, por causa de seu relativo baixo índice de área foliar, o eucalipto permite que mais água chegue ao solo (em comparação com a mata atlântica), acarretando maior erosão e consequente perda de nutrientes por lixiviação (Vital, 2007).

Portanto, é necessário planejar racionalmente o uso da terra para promover o desenvolvimento do ambiente ecológico regional na direção do desenvolvimento sustentável (Wang et al., 2023).

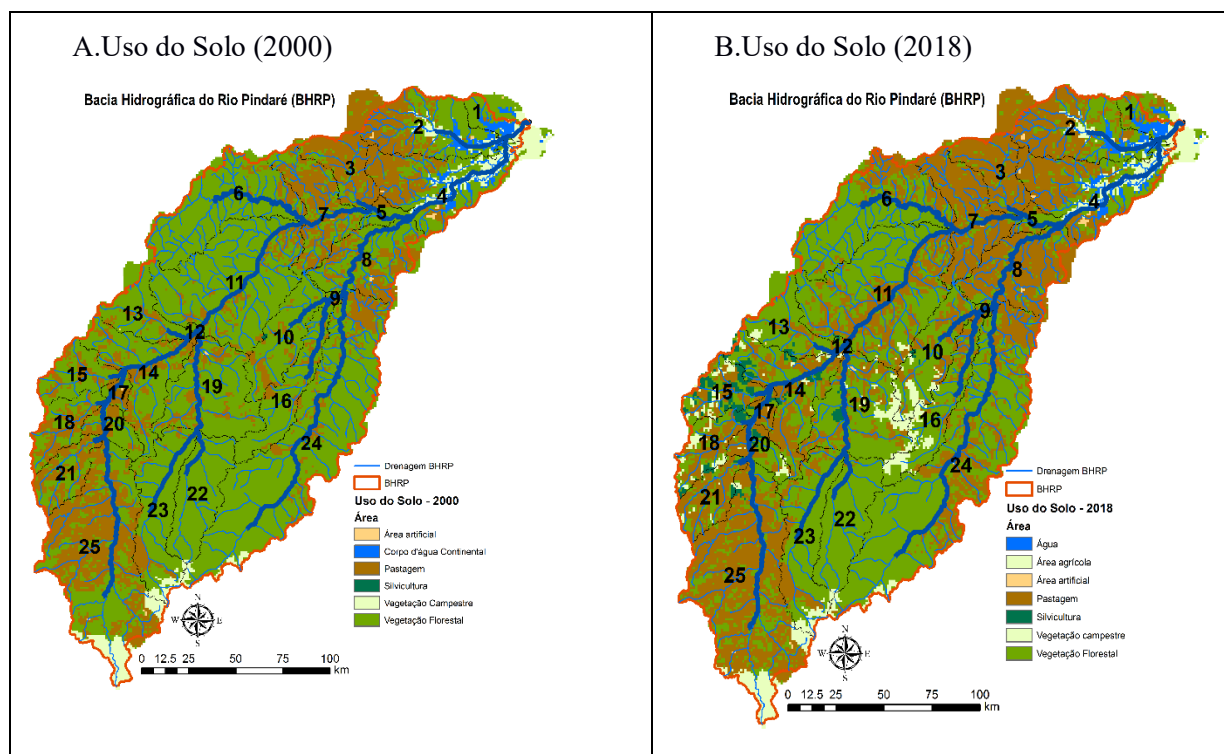


Figura 2. Mapas temáticos da bacia hidrográfica do rio Pindaré – MA.

Tabela 2. Área e porcentagem da área do mapa de uso do solo da Bacia do Rio Pindaré nos anos 2000 e 2018 em km² e %.

CLASSIFICAÇÃO	2000 (km ²)	%	2018 (km ²)	%	Variação (km ²)
Urbana	61,26	0.15	75,99	0.19	14,73
Área agrícola	0	0	963,45	2.40	963,452
Pastagem	10.466,49	26.07	16.180,20	40.31	5.713,701
Silvicultura	7,32	0.018	575,35	1.43	568,03
Vegetação florestal	27.599,59	68.76	20.391,39	50.80	-7.208,2
Área úmida	411,48	1.03	411,48	1.02	0
Vegetação campestre	1.591,58	3.96	1.539,99	3.84	-51,59
TOTAL	40.137,88	100	40.137,88	100	0

Fonte: IBGE (2018)

Fragilidade potencial ambiental

A fragilidade potencial ambiental indica que os atributos de litologia, solo e declividade são relativos às regiões mais frágeis que marcam o estado de vulnerabilidade ambiental e às condições

mais suscetíveis ao processo de erosão natural existentes ao longo dos milhares de anos na conformação geomorfológica da bacia (Cassol et al., 2023).

Os mapas de litologia, pedologia, relevo, altitude, são apresentados na Figura 3 (A, B, C, D).

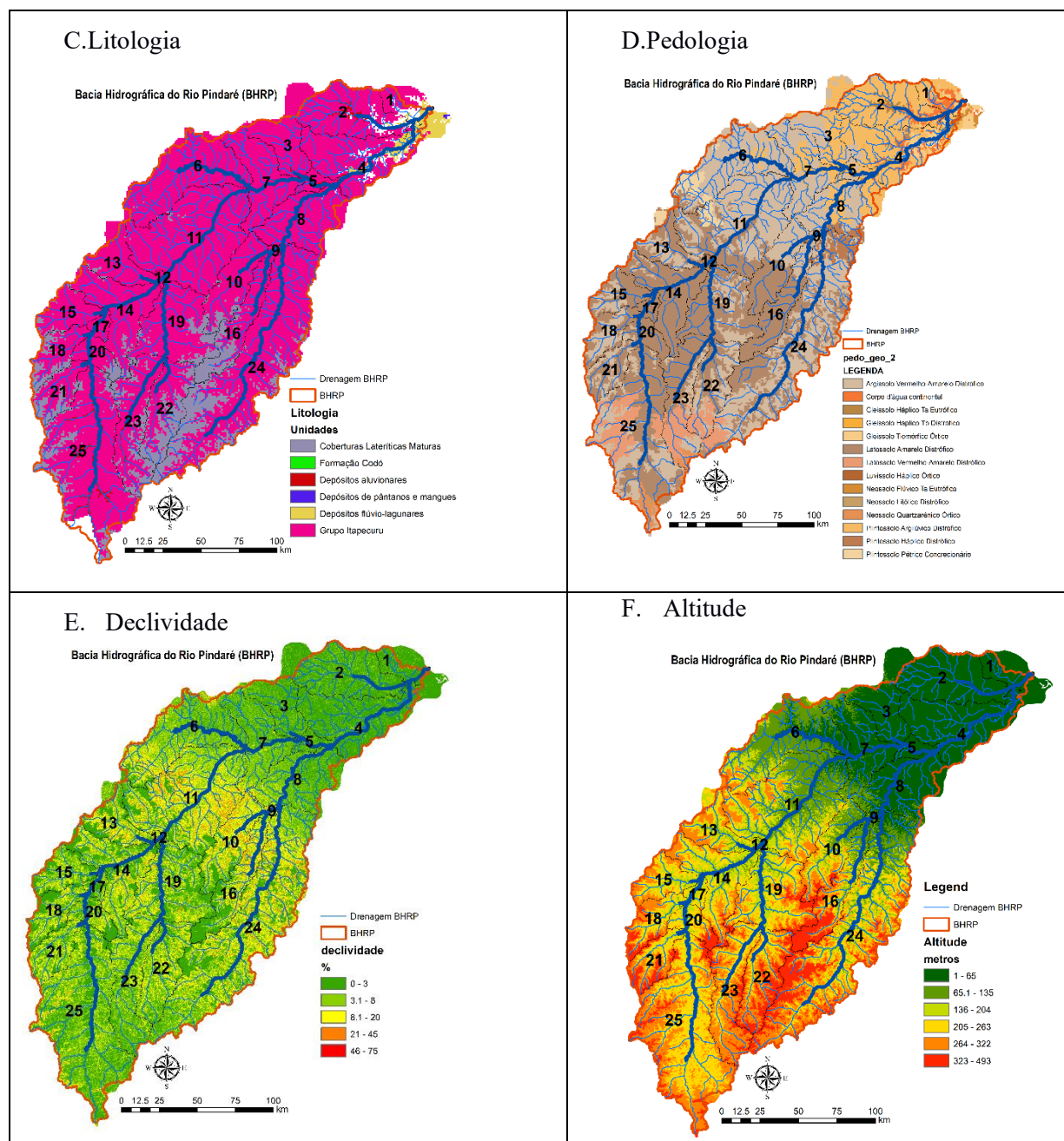


Figura 3 – Mapas temáticos da bacia hidrográfica do rio Pindaré – MA.

As regiões que são consideradas com maior fragilidade potencial ambiental são aquelas em que o processo erosivo é intensificado pelo desgaste e deposição de sedimentos do solo ocasionando a transformação do solo oriundo da ação dos agentes do processo de intemperismo.

A ocorrência dos processos erosivos naturais ligados ao fenômeno do intemperismo indica maior vulnerabilidade da região, isto é a área apresenta um conjunto de elementos naturais e ocasionam a fragmentação ou deterioração da superfície terrestre em virtude da ação de agentes químicos, físicos e biológicos (Possebon et al., 2023). Este

processo está ligado à retirada e ao transporte de sedimentos da superfície que acontecem a partir das etapas de desgaste, transporte e sedimentação das rochas ou do próprio solo.

As áreas com alta fragilidade potencial ambiental são as sub-bacias 71624, 71627 (Figura 4, Tabela 3). A sub-bacia 71626, apesar da média não ser alta, a máxima dessa sub-bacia chega 3,69

(Tabela 3) e de acordo com o mapa da figura 2 é relativo a região sul da sub-bacia. Pode-se perceber que a declividade foi um fator determinante se compararmos com o mapa de declividade (Figura 3). As áreas com maior fragilidade potencial ambiental são áreas que possuem maior declividade e são as áreas que possuem a maior vulnerabilidade.

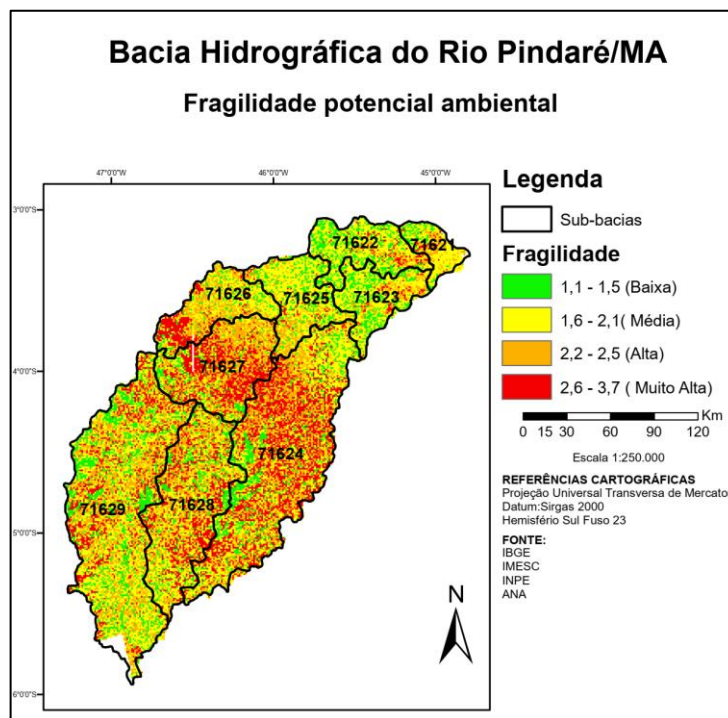


Figura 4. Mapa da fragilidade potencial ambiental da bacia hidrográfica do rio Pindaré - MA.

Tabela 3. Tabela das estatísticas descritivas da fragilidade potencial ambiental em sub-bacias do Rio Pindaré.

Sub bacia	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	Erro padrão
71621	1,48	3,18	1,94	0,32	0,11
71622	1,24	3,18	1,89	0,34	0,11
71623	1,24	3,18	1,89	0,33	0,11
71624	1,12	3,46	2,25	0,53	0,18
71625	1,36	3,30	1,95	0,36	0,12
71626	1,24	3,69	2,17	0,47	0,16
71627	1,24	3,47	2,34	0,55	0,18
71628	1,24	3,43	2,12	0,52	0,17
71629	1,24	3,47	2,01	0,51	0,17

Vulnerabilidade ambiental

O conceito de vulnerabilidade ambiental está relacionado com a fragilidade natural e o uso do solo para demonstrar a ação antrópica de cada uma

das unidades regionalizadas de acordo com as principais sub bacias hidrográficas de acordo com a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

Para a análise da vulnerabilidade ambiental e antrópica da bacia hidrográfica do rio Pindaré, os valores foram classificados em 5 classes. Os dados agrupados em cada classe apresentam o valor da frequência dos dados e o agrupamento foi realizado nos intervalos numéricos das classes estatísticas. A reunião dos dados contém o conjunto dos valores da vulnerabilidade de cada região, que indica a amplitude da distribuição da fragilidade natural do ambiente e da pressão antropogênica ocasionada nos anos de 2000 e 2018.

A pressão antropogênica foi analisada a partir do levantamento do uso do solo dos anos 2000 e 2018, com o intuito de verificar os efeitos resultantes do processo de exploração e do impacto da perturbação da pressão antropogênica sobre os atributos ambientais. Há diversas fórmulas, índice de vulnerabilidade e classificações (Li et al., 2006, Crepani et al. 2001, EMBRAPA, 2010, Pissarra et al 2021).

Os valores de vulnerabilidade ambiental variaram entre 2,4 a 8,7 sendo os valores mais baixos os mais vulneráveis e os mais altos os estáveis com base na fórmula da vulnerabilidade ambiental de Pissarra et al., 2021.

Com base nos resultados encontrados, a partir da pressão encontrada em cada sub bacia, verifica-se que a contribuição antropogênica foi classificada na região conforme as seguintes classes com base na classificação de Crepani et al., 2001, conforme Figuras 5 e 6 e Tabelas 4 e 5.

Observa-se que a vulnerabilidade nas sub-bacias 71621, 71622, 71623 e 71625 não houve aumento da vulnerabilidade no período entre 2000 até o ano 2018. Apesar de disso as sub-bacias 71622, 71623 e 71625 são as mais vulneráveis da bacia hidrográfica no ano de 2018.

Pode-se perceber que houve maior pressão antropogênica (aumento da vulnerabilidade) no ano de 2018 nas sub-bacias 71624, 71626, 71627, 71628 e 7129, em relação ao ano 2000 e as sub-bacias 71624 e 71627 foram classificadas como as sub-bacias de alta fragilidade ambiental da bacia.

Na sub-bacia 71624 foi classificada como moderadamente estável (6,4) no 2000 e no ano

2018 como moderadamente vulnerável (5,8). A sub-bacia 71626 foi classificada como moderadamente estável (6,15) no ano 2000 e no ano de 2018 foi classificada como medianamente vulnerável (5,64). A média na sub-bacia 71627 foi classificada como estável (7,01) no ano 2000 e no ano 2018 medianamente vulnerável (5,66). A média na bacia 71628 foi moderadamente estável (6,03) para o ano 2000 e no ano de 2018 foi medianamente vulnerável (5,63) (Figura 3 e 7 e tabela 4 e 8). A média na bacia 71629 foi de 5,36 (Medianamente vulnerável) (Figura 5, tabela 4) e reduziu para 4,90 (Moderadamente vulnerável) no ano de 2018 (Figura 6, tabela 5). Baseado nos mapas e nas médias, pode-se perceber uma maior intensificação antrópica no sul da bacia.

A vulnerabilidade foi mais intensa no ano 2018 (Figura 6) em relação ao ano 2000, o que pode ser percebido a partir das médias dos valores máximos, média geral e desvio padrão, em que houve redução destes valores, o que demonstra um ambiente caracterizado por um ambiente com maior pressão antropogênica. A pressão antropogênica é o maior indicador de vulnerabilidade que pode potencializar o risco que se refere à fragilidade ocasionada pelos atributos ambientais (Pissarra et al., 2021).

A pressão antropogênica se deve ao uso do solo que de acordo com a fórmula de com Pissarra et al 2021 é a variável que tem o maior peso na fórmula. Na Bacia Rio São Francisco também possui uma grande influência pois os valores de intensidade de vulnerabilidade foram mais vulneráveis nas áreas com maior número de classes excedentes, em áreas protegidas por aspectos legais, como APPs de Água e Reservas Legais, que atualmente têm usos mais intensivos do que os definidos por lei, como pastagens, solo exposto e lavouras (Coelho et al, 2024).

Portanto, a avaliação da variabilidade espaço-temporal em vista das mudanças no uso do solo é importante para estimar a disponibilidade futura de água e montar planos de gestão de água (Sharma et al, 2024).

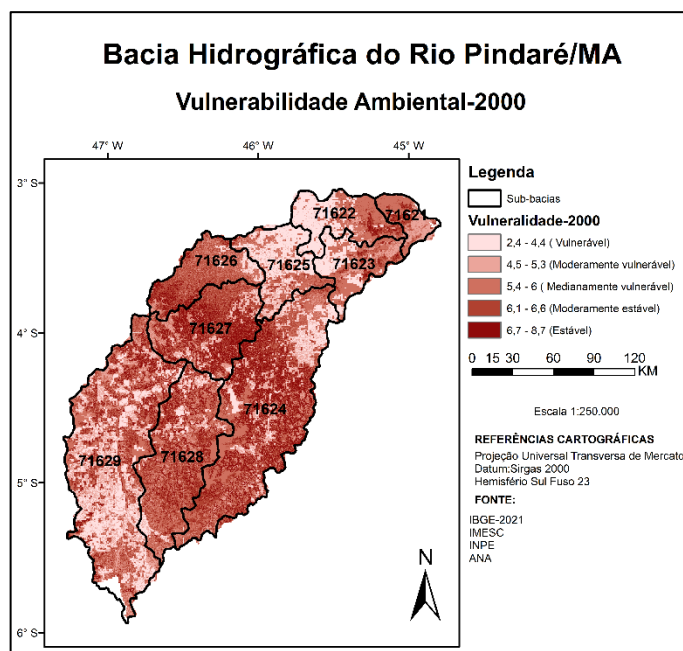


Figura 5. Mapa da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Pindaré – MA ano de 2010.

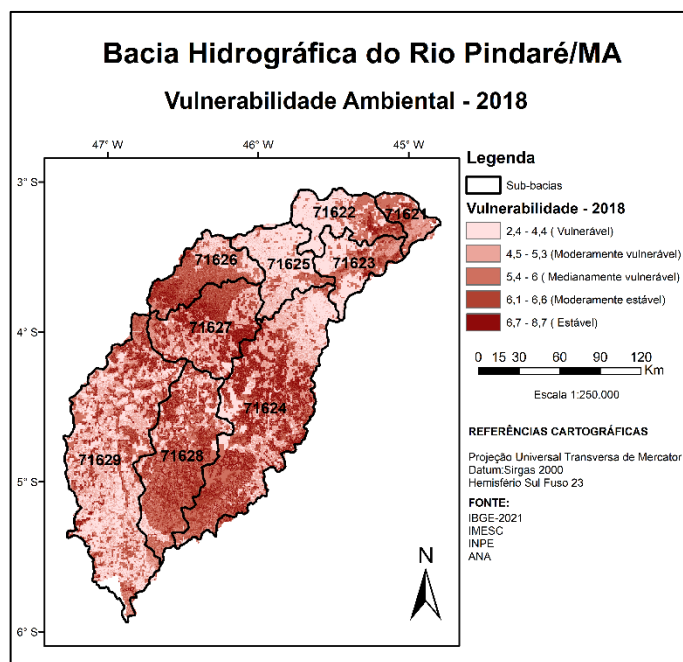


Figura 6. Mapa da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Pindaré – MA ano de 2018.

Tabela 4. Tabela das estatísticas descritivas da vulnerabilidade ambiental em sub-bacias do Rio Pindaré nos anos 2000.

Sub-bacias	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	Erro Padrão
71621	1,28	10,74	4,33	0,67	0,23
71622	0,96	9,14	3,76	0,94	0,31
71623	1,03	8,56	3,92	0,89	0,30
71624	1,26	18,12	6,40	2,03	0,68
71625	1,97	15,97	4,38	1,17	0,39
71626	2,14	16,21	6,15	1,36	0,45
71627	2,23	17,75	7,01	1,95	0,65

71628	1,87	15,22	6,03	1,51	0,51
71629	1,71	15,40	5,36	1,59	0,53
Média	1,61	14,12	5,26	1,34	0,45

Tabela 5. Tabela das estatísticas descritivas da vulnerabilidade ambiental em sub-bacias do Rio Pindaré no ano 2018.

Sub-bacias	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	Erro Padrão
71621	2,59	8,17	5,48	0,81	0,27
71622	2,47	8,17	4,78	0,98	0,33
71623	2,47	8,69	4,90	0,97	0,32
71624	2,47	7,59	5,48	1,06	0,35
71625	2,47	7,37	4,46	0,75	0,25
71626	2,47	7,49	5,64	0,94	0,31
71627	2,91	7,64	5,66	0,98	0,33
71628	2,35	7,64	5,63	0,94	0,31
71629	2,35	7,64	4,90	1,02	0,34
Média	2,51	7,82	5,21	0,94	0,31

Conclusão

O que se observa como consequência são áreas de pastagem que cada vez vem avançando mais e abrangendo áreas maiores. Por meio dos mapas de vulnerabilidade, tabelas verificou-se que houve uma intensificação do uso inadequado do solo, havendo necessidade de gestão ambiental para os usos dos solos colocando em prática as leis para que possam proteger ou amenizar a degradação dos rios e da floresta para a atual geração que já sofre as consequências, e às futuras gerações.

Agradecimentos

O presente estudo está de acordo com os estudos de Doutorado de Márcia Masson Mendes dos Santos, desenvolvidos no Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Área de concentração: Ciência do Solo), na Universidade Estadual Paulista – UNESP, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, campus de Jaboticabal, Departamento de Engenharia e Ciências Exatas, Laboratório de Geomática; financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

Referências

- Adelisardou, F.; Zhao, W.; Chow, R.; Mederly, P.; Minkina, T.; Schou, J. S. (2022) Spatiotemporal change detection of carbon storage and sequestration in an arid ecosystem by integrating Google Earth Engine and InVEST (the Jiroft plain, Iran). *International Journal of Environmental Science and Technology*, p.1-16. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03676-6>
- Akhtar, M.; Zhao, Y. Gao, G.; Gulzar, Q.; Hussain, A.; & Samie, A. (2020) Assessment of ecosystem services value in response to prevailing and future land use/cover changes in Lahore, *Pakistan. Regional Sustainability*, v.1, p.37-47. <https://doi.org/10.1016/j.regsus.2020.06.001>
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Disponível em: Available on: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/b228d007-6d68-46e5-b30d-a1e191b2b21f>>. Accessed on: 3 abr. 2023.
- Aragaw, H. M., Mishra, S. K. (2022). Multi-site multi-objective calibration of SWAT

- model using a large dataset for improved performance in Ethiopia. *Arabian Journal of Geosciences*, v.15, n.4, p.320. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-09602-5>
- Ayer, J. E. B., Garofalo, D. F. T., Olivetti, D., Silva, M. L. N., & Mincato, R. L. (2017). Evolução do uso e cobertura do solo do município de alfenas, sul de minas gerais. Dinâmicas geográficas no sul de Minas Gerais. (Ed) Curitiba, 2017, p. 110-130.
- Ayalew, S. E.; Niguse, T. A.; Aragaw, H. M.(2024). Hydrological responses to historical and predicted land use/land cover changes in the Welmel watershed, Genale Dawa Basin, Ethiopia: Implications for water resource management. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. v.52, p.101709. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2024.101709>
- Butt, A.; Shabbir, R.; Ahmad, S. S.; and Aziz, N. (2015). Land use change mapping and analysis using remote sensing and GIS: A case study of Simly watershed, Islamabad, Pakistan. *The Egyptian journal of remote sensing and space science*, v.18, n.2, p.251-259. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2015.07.003>.
- Carvalho, W. T. V.; Minighin, D. C.; Gonçalves, L. C., Villanova, D. F. Q.; Mauricio, R. M.; Pereira, R. V. G. (2017). Pastagens degradadas e técnicas de recuperação: Publicações em Medicina Veterinária e Zootecnia, v.11, n.10, p.1036-1045. <https://doi.org/10.22256/PUBVET.V11N1.0.1036-1045>
- Cassol, C. J.; De Arruda, E. J.; Alovise, A. M. T.; Rodrigues, C. M.; Abrão, R. S. D. S. (2023) Utilização de variáveis físico-químicas do solo para o mapeamento da fragilidade potencial e ambiental na bacia hidrográfica do rio Ivinhema. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.16, p.466-488.
- Celentano, D.; Rousseau, G. X.; Muniz F. H.; Van Deursen Varga I.; Martinez, C.; Carneiro, M. S.; Martins, M. B. (2017) Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil Land use policy, v.68, p.692-698. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.07.041>
- Coelho, C. D.; da Silva, D. D.; Amorim, R. S. S.; Vasconcelos, B. N. F.; Possato, E. L.; Fernandes Filho, E. I.; Silva, L. V. (2024). Development of an Environmental Vulnerability Index (EVI) Using Analytical Hierarchy Process and Application to the São Francisco River Basin, Brazil. v.1. <https://doi.org/10.20944/preprints202408.0129.v1>
- Crepani, E.; Medeiros J.D.; Hernandez Filho, P.; Florenzano, T.G.; Duarte, V.; Barbosa, C.C.F. (2001) Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial. São José dos Campos: INPE, 124p.
- CODEVASF - Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Paranaíba (2019) Plano Nascente Mearim : plano de preservação e recuperação de nascentes da bacia hidrográfica do rio Mearim – Brasília : Codevasf,. 188 p.
- EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2010) Análise da vulnerabilidade ambiental. Embrapa Agroindústria Tropical.. 47p.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2018) Sistema Brasileiro de Classificação de Solos 5.ed. Distrito Federal:Brasília, revista e ampliada, 356 p.
- França, D. A. F.; dos Santos, V. C.; de Souza C. C. E. A. (2022) Análise do escoamento superficial em pequenas bacias hidrográficas no leste da amazônia. *Conexões-Ciência e Tecnologia*, v.16, p. e022016-e022016. <https://doi.org/10.21439/conexoes.v16i0.227>
- Freitas, C. M.; Carvalho, M. L.; Ximenes, E. F.; Arraes, E. F.; Gomes, J. O. (2012) Vulnerabilidade Socioambiental, Redução de Riscos de Desastres e Construção da Resiliência - lições do terremoto no Haiti e das chuvas fortes na Região Serrana, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, p.1577-1586.
- Gebremicael, T. G.; Mohamed, Y.A.; Zaag., P.Van Der., Hagos, E.Y. (2018). Longitudinal land use change from land degradation to rehabilitation in the headwaters of Tekeze-Atbara Basin, Ethiopia. *Science of the Total Environment*, v. 622, p. 1581-1589. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.034>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pedologia. Available on:

- <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/15819-amazonialegal.html?=&t=downloads>>. Accessed on: 3 abr. 2023.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Uso do solo. Available on: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais>>. Accessed on: 3 abr. 2023.
- IMESC - Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos. Geologia, Geomorfologia e Hidrogeologia do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Maranhão (ZEE) - Etapa Bioma Amazônico. São Luís: IMESC, 2019, 142 p.
- IMESC - Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos. Ocupação, Uso e Cobertura da Terra do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Maranhão (ZEE) – Etapa Bioma Amazônico. São Luís: IMESC, 2021, 274 p.
- INPE - Instituto Nacional de Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais Pesquisas Espaciais. Modelo de Elevação digital. São José dos Campos, 2008. Disponível em: www.dsr.inpe.br/topodata. Acessado em: 3 abr. 2023.
- Khan, M.; Sharma, A.; Goyal, M.K. (2019). Assessment of future water provisioning and sediment load under climate and LULC change scenarios in a peninsular river basin, India. *Hydrological Sciences Journal*, v.64, n.4, p.405-419, <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1584401>
- Li, A.; Wang, A.; Liang, S.; Zhou, W. (2006) Eco-environmental vulnerability evaluation in mountainous region using remote sensing and GIS—A case study in the upper reaches of Minjiang River, China. *Ecological Modelling*, v. 192, n. 1-2, p. 175-187. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.07.005>
- Liu, C., Xu, C.; Zhang, Z.; Xiong, S.; Zhang, W.; Zhang, B.; Wang, S. (2024). Modeling hydrological consequences of 21st-Century climate and land use/land cover changes in a mid-high latitude watershed. *Geoscience Frontiers*, v. 15, n. 5, p. 101819, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2024.101819>
- Medeiros, R. B.; Santos, L. C. A. D.; Bezerra, J. F. R.; Silva, Q. D. D.; Melo, S. N. D. (2023) Vulnerabilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Buriticupu, Maranhão-Brasil: o Relevo como Elemento Chave. *Sociedade & Natureza*, v.35, p.e66679,. <https://doi.org/10.14393/SN-v35-2023-66679>
- Nascimento, N. S.; Vieira, E. M.; Gonçalves, J. A. C.; Cunha, G. D. P. Q. (2016). Estudo da vulnerabilidade ambiental em um micro bacia hidrográfica empregando hierarquia nominal e operador local. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.9, p.897-916,.
- Nyatuame, M.; Amekudzi, L. K.; and Agodzo, S. K. (2020). Assessing the land use/land cover and climate change impact on water balance in the Tordzie watershed. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v.20, p.100381,. <https://doi.org/10.20944/preprints202408.0129.v110.1016/j.rsase.2020.100381>
- Nyatuame, M., Agodzo, S., Amekudzi, L. K., & Mensah-Brako, B. (2023). Assessment of past and future land use/cover change over Tordzie watershed in Ghana. *Frontiers in Environmental Science*, v. 11, p. 1139264. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1139264>
- Pissarra, T. C. T.; Fernandes, L. F. S.; Pacheco, F. A. L. (2021) Production of clean water in agriculture headwater catchments: A model based on the payment for environmental services. *Science of The Total Environment*, v. 785, p. 147331. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147331>
- Possebon, L. C.; De Mendonça, L. F. F.; De Freitas, R. A. P.; Nervino, M.; Melo, D. H. C. T.; Machado, A. A.; Lentini, C. A. D. (2023). Estudo sobre o impacto do clima de ondas nos processos erosivos da costa do município de Vera Cruz (BA), Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.16, p.325-342
- SAGRIMA- Secretaria de Estado da Agricultura, Pecuária e Pesca. Perfil da Agropecuária Maranhense 2019. Available on: <<https://sigite.sagrima.ma.gov.br/wp-content/uploads/2020/04/Perfil-da-Agropecu%C3%A1ria-Maranhense-2018-1.pdf>>. Accessed on: Mai 2025
- Santos, L. J. C.; Oka-Fiori, C.; Canalli, N. E.; Fiori, A. P.; Da Silveira, C. T.; Da Silva, J. M. F.(2007). Mapeamento da vulnerabilidade geoambiental do estado do

- Paraná. *Brazilian Journal of Geology*, v.37, p.812-820.
- Sharma, S. K.; Sinha, R. K.; Eldho, T. I.; Patel, H. M. (2024) Individual and Combined Impacts of Land Use/Cover and Climate Change on Water Balance Components of a Tropical River Basin. *Environmental Modeling & Assessment*, v.29, n.1, p.67-90,. <https://doi.org/10.1007/s10666-023-09916-y>
- Tesfay, F.; Tadesse, S. A.; Getahun, Y. S.; Lemma, E.; Gebremedhn, A. Y. (2023) Evaluating the impact of land use land cover changes on the values of ecosystem services in the Chacha Watershed, Ethiopia's central highland. *Environmental and Sustainability Indicators*, v. 18, p. 100256. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2023.100256>
- Thirumurthy, S.; Jayanthi, M.; Samynathan, M.; Duraisamy, M.; Kabiraj, S.; Anbazhahan, N. (2022). Multi-criteria coastal environmental vulnerability assessment using analytic hierarchy process based uncertainty analysis integrated into GIS. *Journal of Environmental Management*, v.313, p. 114941,. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114941>
- UEMA - Universidade Estadual do Maranhão. (2002). Atlas do Maranhão / Gerência de Planejamento e Desenvolvimento Econômico, Laboratório de Geoprocessamento-UEMA 2.ed. São Luis: GEPLAN: 44p.
- Valle Júnior, R. F; Galbiatti, J. A; Pissarra, T. C. T; Martins Filho, M. V. (2013). Diagnóstico do conflito de uso e ocupação do solo na Bacia do Rio Uberaba. *Global Science and Technology*, v.6, p.40-52.
- Vital, M. H. F. Impacto ambiental de florestas de eucalipto. *Revista do Banco Nacional do Desenvolvimento*, v.14, n.28, p. 235-276, 2007
- Wang, Q.; Guan, Q.; Lin, J.; Luo, H.; Tan, Z.; Ma, Y. (2021) Simulating land use/land cover change in an arid region with the coupling models. *Ecological Indicators*, v. 122, p. 107231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107231>
- Wang, Q.; Guan, Q.; Sun, Y.; Du, Q.; Xiao, X.; Luo, H.; Mi, J. (2023). Simulation of future land use/cover change (LUCC) in typical watersheds of arid regions under multiple scenarios. *Journal of Environmental Management*, v. 335, p. 117543. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117543>